



ANA PAULA SASSANOVICZ DUFECH

**USO DE ASSEMBLEIAS DE PEIXES COMO INDICADORAS DE DEGRADAÇÃO
AMBIENTAL NOS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS DO DELTA DO RIO JACUÍ, RS**

TESE APRESENTADA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
EM BIOLOGIA ANIMAL, INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS DA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
COMO REQUISITO PARCIAL À OBTENÇÃO DO TÍTULO DE
DOUTOR EM BIOLOGIA ANIMAL.

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: BIODIVERSIDADE

ORIENTADOR(A): PROFA. DRA. CLARICE BERNHARDT FIALHO

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

PORTO ALEGRE

2009

USO DE ASSEMBLÉIAS DE PEIXES COMO INDICADORAS DE DEGRADAÇÃO AMBIENTAL NOS
ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS DO DELTA DO RIO JACUÍ, RS

ANA PAULA SASSANOVICZ DUFECH

Aprovada em _____

Profa. Dra. Lilian Casatti

Dra. Clarice Torres de Lemos

Prof. Dr. Luiz Roberto Malabarba

AGRADECIMENTOS

Ao CNPq pela bolsa concedida.

À minha orientadora, Profa. Dra. Clarice Bernhardt Fialho, pela sua orientação e amizade durante todos esses anos no Laboratório de Ictiologia.

Ao Prof. Dr. Luiz Roberto Malabarba, pela ajuda e sugestões desde o começo desse trabalho.

Ao PEDJ pelo suporte para realização das coletas e em especial ao Clemente.

Aos colegas do Laboratório de Ictiologia, pela amizade, companheirismo e, principalmente, pelo bom humor o que garante uma convivência harmoniosa e divertida no laboratório. Agradeço a eles também pelas ajudas nas saídas de campo e triagem do material.

Um agradecimento especial à Adriana, Alice, Giovana e Tatiana, amigas de todas as horas, pelas risadas e companheirismo.

Ao Fábio Flores Lopes, pelos conselhos, valiosas ajudas e incentivos nesta área.

Às minhas amigas e irmãs de sempre, Cíntia M. C. Almeida e Cristina B. Ferreira, pela confiança, carinho, alegria e, sobretudo, pelo estímulo e apoio incondicional durante os momentos mais difíceis.

A toda minha família, pelo apoio, auxílio, confiança e paciência, em especial à minha mãe Bernardete, por todo seu cuidado e atenção com o Nathan enquanto durante minha ausência.

Ao meu querido filho Nathan por todo seu amor, carinho e teimosia, que servem como estímulo para seguir em frente. Ao Samuel, que ainda não chegou a este mundo, mas também me dá forças para seguir em frente.

Ao Jonas, pelo amor, confiança e paciência nos momentos de irritação e nervosismo.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	III
LISTA DE FIGURAS.....	V
LISTA DE TABELAS.....	X
RESUMO.....	XIV
ABSTRACT.....	XVI
INTRODUÇÃO.....	1
OBJETIVOS.....	30
MATERIAIS E MÉTODOS.....	31
ÁREA DE ESTUDO.....	31
PONTOS DE AMOSTRAGEM.....	33
AMOSTRAGENS.....	42
ANÁLISE DOS DADOS.....	42
RESULTADOS.....	57
DISCUSSÃO.....	122
CONCLUSÕES.....	153
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	157
ANEXOS.....	192
NORMAS DE PUBLICAÇÃO DA REVISTA <i>NEOTROPICAL ICHTHYOLOGY</i>	193

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Mapa do Delta do rio Jacuí, no estado do Rio Grande do Sul, indicando os locais de coleta.....	37
Figura 2: Ponto de amostragem no rio Jacuí, denominado DJ01.....	38
Figura 3: Ponto de amostragem no rio Jacuí, próximo à plantação de arroz, denominado, DJ02. Seta indica a entrada para o canal de irrigação para a lavoura.....	38
Figura 4: Ponto de amostragem no rio Caí, denominado DJ03. A seta indica uma fábrica de cimento.	39
Figura 5: Ponto de amostragem no rio dos Sinos (DJ04), na localidade denominada praia de Paquetá.....	39
Figura 6: Ponto de amostragem no lago Guaíba, denominado DJ05. Seta indica a saída do arroio Dilúvio para o lago.....	40
Figura 7: Ponto de amostragem no lago Guaíba, localizado na Ilha da Pólvora, denominado DJ06.....	40
Figura 8: Ponto de amostragem no lago Guaíba, denominado DJ07. Seta indica uma bomba de captação de água.....	41
Figura 9: Ponto de amostragem no lago Guaíba na localidade chamada Saco Santa Cruz (DJ08).....	41
Figura 10: Distribuição das ordens de peixes em relação ao total de indivíduos coletados no Delta do rio Jacuí, no período compreendido entre junho de 2005 e março de 2007.....	62
Figura 11: Distribuição das ordens de peixes coletadas no Delta do rio Jacuí, por pontos de coleta, entre junho de 2005 e março de 2007.....	63
Figura 12: Distribuição das espécies de peixes mais abundantes coletadas no Delta do rio Jacuí, RS, entre junho de 2005 e março de 2007.....	64

- Figura 13:** Distribuição das espécies de peixes mais abundantes coletadas no Delta do rio Jacuí, RS, entre junho de 2005 e março de 2007.....65
- Figura 14:** Análise de agrupamento realizada a partir dos dados de abundância total, nos diferentes pontos de amostragem do Delta do rio Jacuí, RS, para os indivíduos coletados sazonalmente, entre junho de 2005 e março de 2007.....68
- Figura 15:** Análise da estrutura quantitativa das espécies através do método de escalonamento multidimensional não métrico (MDS) com base na abundância das espécies nos diferentes pontos de coleta do Delta do rio Jacuí, RS.....69
- Figura 16:** Biplot da Análise Canônica de Correspondência, para os pontos de amostragem e todos os parâmetros físico-químicos tomados no Delta do rio Jacuí, RS.....71
- Figura 17:** Triplot da Análise Canônica de Correspondência, com os parâmetros físico-químicos selecionados e as principais espécies, por ponto de amostragem do Delta do rio Jacuí, RS.....72
- Figura 18:** Exemplares de peixes com anomalias morfológicas. A – *Astyanax fasciatus* com alterações nos ossos do opérculo e na mandíbula; B – *Astyanax jacuhiensis* sem as duas nadadeiras pélvicas (atrofia); C e D (detalhe) – *Rineloricaria cadeae* com torção no espinho da nadadeira pélvica; E – *Corydoras paleatus* com torção no espinho da nadadeira dorsal. Fotos: Lúcia Safi.....78
- Figura 19:** Exemplar de *Astyanax fasciatus* com a doença dos pontos pretos (A) e (B) detalhe mostrando o cisto com o trematódeo digenético. Fotos: Fábio Flores-Lopes.....81
- Figura 20:** Exemplares com isópodos parasitos no abdômem. (A) *Jenynsia multidentata* e (B) *Cyanocharax alburnus* mostrando em detalhe o parasito na cavidade abdominal do hospedeiro. Fotos: Lúcia Safi.....81
- Figura 21:** Variação dos Índices de Repleção (IR) e Hepatosomático (IHS) para fêmeas de *Cyanocharax alburnus*, coletadas nos diferentes pontos do Delta do rio Jacuí, RS, entre junho de 2005 e março de 2007.....88

- Figura 22:** Variação dos Índices de Repleção (IR) e Hepatosomático (IHS) para machos de *Cyanocharax alburnus*, coletados nos diferentes pontos do Delta do rio Jacuí, RS, entre junho de 2005 e março de 2007.....88
- Figura 23:** Variação do Fator de Condição Relativo (FCR) para machos e fêmeas de *Cyanocharax alburnus*, coletados nos diferentes pontos do Delta do rio Jacuí, entre junho de 2005 e março de 2007.....89
- Figura 24:** Composição percentual das categorias alimentares consumidas por *Cyanocharax alburnus* nos diferentes pontos de coleta do Delta do rio Jacuí, entre junho de 2005 e março de 2007.....94
- Figura 25:** Análise de agrupamento a partir dos dados de composição percentual das categorias alimentares consumidas por *Cyanocharax alburnus*, nos diferentes pontos de amostragem do Delta do rio Jacuí.....95
- Figura 26:** Representação gráfica de Costello, com os dados de frequência de ocorrência e volume das categorias alimentares ingeridas por *Cyanocharax alburnus*, para os diferentes pontos de amostragem.....98
- Figura 27:** Variação dos Índices de Repleção (IR) e Hepatosomático (IHS) para fêmeas de *Gymnogeophagus gymnogenys*, coletadas nos diferentes pontos do Delta do rio Jacuí, RS, entre junho de 2005 e março de 2007.....99
- Figura 28:** Variação dos Índices de Repleção (IR) e Hepatosomático (IHS) para machos de *Gymnogeophagus gymnogenys*, coletados nos diferentes pontos do Delta do rio Jacuí, RS, entre junho de 2005 e março de 2007.....100
- Figura 29:** Variação do Fator de Condição Relativo (FCR) de machos e fêmeas de *Gymnogeophagus gymnogenys*, coletados nos diferentes pontos do Delta do rio Jacuí, RS, entre junho de 2005 e março de 2007.....100
- Figura 30:** Composição Percentual das categorias alimentares consumidas por *Gymnogeophagus gymnogenys*, entre junho de 2005 e março de 2007, nos diferentes pontos de amostragem do Delta do rio Jacuí, RS.....104

- Figura 31:** Análise de agrupamento para os valores de composição percentual das categorias alimentares consumidas por *Gymnogeophagus gymnogenys*, por pontos de amostragem.....105
- Figura 32:** Análise gráfica de Costello a partir da frequência de ocorrência e do volume das categorias alimentares consumidas por *Gymnogeophagus gymnogenys*, nos diferentes pontos de amostragem do Delta do rio Jacuí, RS.....107
- Figura 33:** Variação do Índice Gonadossomático (IGS) de fêmeas e machos de *Cyanocharax alburnus*, nos diferentes pontos de amostragem do Delta do rio Jacuí, RS.....108
- Figura 34:** Variação do Índice Gonadossomático (IGS) para fêmeas e machos de *Gymnogeophagus gymnogenys*, nos diferentes pontos de amostragem do Delta do rio Jacuí, RS.....111
- Figura 35:** Ovário de *Cyanocharax alburnus* do ponto DJ01 em atresia, no estágio semi-esgotado. OR: ovócito de reserva; OV: ovócito vitelogênico; OM deg: ovócito maduro em degeneração; FA: folículo atrésico; N: núcleo; GV liq: grânulos de vitelo em liquefação; Seta: desintegração do envelope vitelínico. Aumento: 10X.....117
- Figura 36:** Gônada semi-esgotada de *Cyanocharax alburnus* do ponto DJ02. Ovário em atresia (A – aumento 10X) e detalhe de um ovócito com dois núcleos (B – aumento 40X). OV: ovócito vitelogênico; OM: ovócito maduro; OM deg: ovócito maduro em degeneração; GV: grânulos de vitelo; N: núcleo; FA: folículo atrésico; Setas: desintegração do envelope vitelínico e da membrana nuclear.....118
- Figura 37:** Gônada semi-esgotada de *Gymnogeophagus gymnogenys* do ponto DJ02, indicando ovócitos em processo degenerativo (A – aumento 10X) e diminuição no tamanho e número de nucléolos (B – aumento 40X). OV: ovócito vitelogênico; OR: ovócito de reserva; OM: ovócito maduro; N: núcleo; ns: nucléolos; Setas: migração do núcleo para a periferia do ovócito.....120
- Figura 38:** Gônada de fêmea de *Gymnogeophagus gymnogenys*, do ponto DJ03, com presença de tumor. CMM: centro melanomacrofágico; Setas: desorganização celular ocasionada pela presença do tumor. Aumento 10X.....121

Figura 39: Ovário de *Gymnogeophagus gymnogenys* do ponto DJ08, em estágio esgotado, com secreção de líquido entre as células. OR: ovócito de reserva; OV: ovócito vitelogênico; OM: ovócito maduro; FA: folículo atrésico; N: núcleo; CMM: centro melanomacrofágico. Aumento 10X.....121

LISTA DE TABELAS

- Tabela I:** Valores médios dos parâmetros físico-químicos, por pontos de amostragem, obtidos entre junho de 2005 e março de 2007 no Delta do rio Jacuí.....57
- Tabela II:** Enquadramento da qualidade da água no Delta do rio Jacuí, de acordo com a resolução 357 do CONAMA.....58
- Tabela III:** Lista de espécies coletadas no Delta do rio Jacuí, no período de junho de 2005 a março de 2007, por pontos de amostragem.....60
- Tabela IV:** Riqueza de espécies observada (absoluta) nos diferentes pontos de amostragem e riqueza de espécies esperada, calculada através do estimador Jackknife, para o Delta do rio Jacuí, RS.....67
- Tabela V:** Valores dos índices de diversidade obtidos no Delta do rio Jacuí, para cada ponto de amostragem. H' = diversidade de espécies; D = dominância; E = equitabilidade.....73
- Tabela VI:** Variação sazonal dos índices de diversidade de espécies (H'), dominância de espécies (D) e equitabilidade de espécies (E) no Delta do rio Jacuí, por pontos de amostragem, no período compreendido entre junho de 2005 e março de 2007.....74
- Tabela VII:** Resultados das comparações par a par através do teste de Tukey, para os valores de diversidade e dominância de espécies, nos diferentes pontos de amostragem no Delta do rio Jacuí, RS. **Negrito:** valores estatisticamente significativos, para $\alpha = 0,05$75
- Tabela VIII:** Resultados das comparações par a par através do teste de Mann-Whitney, para os valores de diversidade e dominância de espécies, para os diferentes pontos de amostragem no Delta do rio Jacuí, RS. **Negrito:** valores estatisticamente significativos, para $\alpha = 0,05$75

Tabela IX: Valores do Índice de Qualidade Integrado (IQ) nos pontos amostrados no Delta do rio Jacuí, RS. n= número de indivíduos; s= número de espécies; H'= diversidade de espécies.....	76
Tabela X: Classificação dos pontos de amostragem através dos valores do IQ.....	76
Tabela XI: Total de anomalias morfológicas observadas no Delta do rio Jacuí, por ponto de amostragem e tipo de anomalia.....	79
Tabela XII: Teste Qui-Quadrado para tabelas de contingência de anomalias morfológicas observadas no Delta do rio Jacuí, por ponto de coleta e tipo de anomalia (GL = 49; $\chi^2_{\text{tab}} = 66,34$, $\alpha = 0,05$). Para χ^2 simples, GL = 7; $\chi^2_{\text{tab}} = 14,07$, $\alpha = 0,05$).....	79
Tabela XIII: Teste Qui-Quadrado simples para o número de exemplares parasitados no total, por ponto de amostragem. Para χ^2 simples, GL = 7; $\chi^2_{\text{tab}} = 14,07$, $\alpha = 0,05$; Fi= número esperado de indivíduos parasitados.....	82
Tabela XIV: Teste Qui-Quadrado simples para o número de exemplares parasitados, excluindo a doença dos pontos pretos, por ponto de amostragem. Para χ^2 simples, GL = 7; $\chi^2_{\text{tab}} = 14,07$, $\alpha = 0,05$; Fi= número esperado de indivíduos parasitados.....	82
Tabela XV: Teste Qui-Quadrado simples para o número de exemplares parasitados somente com a doença dos pontos pretos, por ponto de amostragem. Para χ^2 simples, GL = 7; $\chi^2_{\text{tab}} = 14,07$, $\alpha = 0,05$; Fi= número esperado de indivíduos parasitados.....	83
Tabela XVI: Espécies com maior prevalência de parasitos no Delta do rio Jacuí, por ponto de amostragem. N= número de indivíduos coletados; DPP= doença dos pontos pretos; Isop.= isópodos.....	83
Tabela XVII: Pontuação para os atributos das assembléias de peixes utilizados para compor o Índice de Integridade Biótica para os diferentes pontos de amostragem do Delta do rio Jacuí, RS.....	85
Tabela XVIII: Resultado do Índice de Integridade Biótica para os diferentes pontos de amostragem do Delta do rio Jacuí, RS.....	85

- Tabela XIX:** Abundância de machos e fêmeas de *Cyanocharax alburnus* e *Gymnogeophagus gymnogenys*, coletados entre junho de 2005 e março de 2007, no Delta do rio Jacuí, por pontos de amostragem.....86
- Tabela XX:** Resultados do teste de Tukey, para comparações ponto a ponto dos valores do IHS de machos de *Cyanocharax alburnus* coletados no Delta do rio Jacuí. **Negrito:** valores estatisticamente significativos para $\alpha = 0,05$90
- Tabela XXI:** Resultados do teste de Tukey, para comparações entre os pontos de amostragem dos valores do FCR de fêmeas (F) e machos (M) de *Cyanocharax alburnus* coletados no Delta do rio Jacuí. **Negrito:** valores estatisticamente significativos para $\alpha = 0,05$90
- Tabela XXII:** Frequência de Ocorrência dos itens alimentares consumidos por *Cyanocharax alburnus*, nos diferentes pontos amostrais do Delta do rio Jacuí, no período de junho de 2005 a março de 2007.....92
- Tabela XXIII:** Frequência de Ocorrência dos itens alimentares consumidos por *Gymnogeophagus gymnogenys*, entre junho de 2005 e março de 2007, nos diferentes pontos do Delta do rio Jacuí, RS.....102
- Tabela XXIV:** Fecundidades absoluta e relativa de fêmeas maduras de *Cyanocharax alburnus*, coletadas no Delta do rio Jacuí, por locais de coleta. **Negrito:** menores valores; emoldurados: maiores valores.....109
- Tabela XXV:** Resultados do teste de Mann-Whitney, para comparações entre os pontos de coleta, dos valores de fecundidade absoluta de *Cyanocharax alburnus*. **Negrito:** valores estatisticamente significativos ($\alpha = 0,05$).....109
- Tabela XXVI:** Resultado do teste de Mann-Whitney, para comparações entre os pontos de coleta, dos valores de fecundidade relativa de *Cyanocharax alburnus*. **Negrito:** valores estatisticamente significativos ($\alpha = 0,05$).....110

Tabela XXVII: Intervalos de classes dos diâmetros dos ovócitos de fêmeas maduras de <i>Cyanocharax alburnus</i> , coletadas nos diferentes pontos do Delta do rio Jacuí, entre junho de 2005 e março de 2007.....	110
Tabela XXVIII: Fecundidades absoluta e relativa de fêmeas maduras de <i>Gymnogeophagus gymnogenys</i> , coletadas nos diferentes pontos de amostrais do Delta do rio Jacuí. Negrito: menores valores; emoldurados: maiores valores.....	112
Tabela XXIX: Intervalos de classes dos diâmetros dos ovócitos de fêmeas maduras de <i>Gymnogeophagus gymnogenys</i> , coletadas no Delta do rio Jacuí, entre junho de 2005 e março de 2007.....	113

RESUMO

As características estruturais e funcionais das comunidades aquáticas respondem às oscilações ambientais em diferentes escalas espaciais e temporais e também aos impactos antropogênicos. Os peixes são considerados excelentes indicadores da condição ou da saúde dos ecossistemas e são utilizados para avaliar os efeitos de diferentes tipos de estressores ambientais ou pressões sobre as assembléias de peixes, ou para avaliar um impacto específico utilizando uma única espécie. Este trabalho teve por objetivos testar a eficiência de diferentes metodologias na avaliação de degradação ambiental na região do Delta do rio Jacuí, RS. Para tanto, diferentes ferramentas foram utilizadas nesta avaliação, como a análise de parâmetros físico-químicos da água, variações quali-quantitativas na estrutura das assembléias de peixes, índices ecológicos (índices de diversidade, índice de qualidade integrado e índice de integridade biótica), análise da frequência de anomalias morfológicas e de parasitos, variações na alimentação e reprodução de duas espécies de peixes e análise histológica de gônadas. Este estudo foi desenvolvido em oito pontos de amostragem ao longo do Delta do Jacuí. O Delta localiza-se na região metropolitana de Porto Alegre, no estado do Rio Grande do Sul, e sofre com diferentes tipos de impactos, sendo os principais o despejo de esgotos domésticos e industriais. Através da classificação da qualidade da água do Delta do rio Jacuí, de acordo com a resolução 357 do CONAMA e demais análises, os pontos localizados nos rios formadores, exceto aquele situado no rio dos Sinos, apresentaram uma melhor qualidade em suas águas. Estes resultados são corroborados com as demais análises realizadas neste trabalho. Entre as variáveis ambientais consideradas, a temperatura da água, temperatura do ar, DBO, condutividade e a turbidez desempenharam um papel importante na estruturação das assembléias de peixes do Delta do rio Jacuí. Os métodos utilizados neste estudo mostraram-se eficientes, na maioria dos casos, para determinar locais de maior ou menor qualidade ambiental. Foram observadas variações na riqueza, nos índices ecológicos, em aspectos reprodutivos e alimentares, até variações a nível celular, através da análise histológica das gônadas. Não houve casualidade na ocorrência de anomalias morfológicas nas assembléias de peixes do Delta do rio Jacuí, sendo as maiores frequências observadas nos pontos DJ08, DJ02 e DJ07. Porém foi nos pontos

DJ04, DJ06 e DJ08 que o teste Qui-Quadrado apresentou resultados significativos. A análise de anomalias morfológicas mostrou-se um instrumento valioso para a avaliação de impacto ambiental, assim como a análise da presença de parasitos. Os resultados do Índice de Integridade Biótica calculado neste estudo classificam os ambientes analisados como de qualidade boa a muito pobre. Para a região do Delta do Jacuí, a adaptação do IIB pareceu refletir eficientemente a classificação da condição ambiental dos trechos estudados. As diferentes ações antrópicas sofridas no Delta do rio Jacuí, RS foram responsáveis por alterações na dieta das espécies de peixes estudadas. Foi possível perceber também a grande plasticidade alimentar de *Cyanocharax alburnus* e *Gymnogeophagus gymnogenys*, que alteraram suas dietas de acordo com o alimento disponível em cada ambiente. Através da análise histopatológica das gônadas destas mesmas espécies foram observadas diversas alterações, todas elas presentes somente em gônadas femininas de ambas as espécies. A presença de variações histopatológicas indica que os peixes podem responder a efeitos diretos de contaminantes como também a efeitos secundários causados por estresse. Pode-se concluir que as assembleias de peixes do Delta do rio Jacuí são afetadas pelos mais variados impactos sofridos na região. O uso de diferentes metodologias para a avaliação de qualidade ambiental mostrou-se extremamente importantes, pois geram uma gama de informações bastante ampla, permitindo que se possa inferir com maior certeza sobre a atual situação do ecossistema.

ABSTRACT

Structural and functional characteristics of aquatic communities respond to environmental variations in different spatial and temporal scales and also to anthropogenic impacts. Fishes are considered excellent indicators of ecosystems health or condition. They are used to assess the effects of different types of environmental stressors or pressures upon fish assemblages, or to evaluate a specific impact on a single species. This study aimed to test the efficiency of different methodologies to evaluate environmental degradation in the Delta do rio Jacuí, RS. Different tools were used to this assessment such as the analysis of the physical and chemical parameters of the water, quali-quantitative variations on fish assemblage structure, ecological indices (diversity index, integrated quality index, and index of biotic integrity), morphological abnormalities and parasite frequency analysis, variations on feeding and reproduction of two fish species and histological analysis of gonads. This study was carried along eight sampling sites in Delta do rio Jacuí, within the metropolitan area of Porto Alegre, in the Rio Grande do Sul State. The area is affected by different kinds of impacts, mainly domestic and industrial sewage. The best water quality was found in the sampling sites located in those rivers which form the Delta except rio dos Sinos according to water classification analysis and CONAMA's 357 resolution and other analysis. These results are corroborated by the other analysis presented in this study. Water and air temperature, DBO, conductivity, and turbidity had an important role in fish assemblage structure in the Delta do rio Jacuí. The methods applied in this study were efficient to determine high and low environmental quality sites in most cases. Variations in richness, ecological indices, reproductive and feeding aspects, at cell level through histological analysis of the gonads, were observed. There were no casualties in the occurrence of morphological abnormalities in fish assemblages of the Delta do rio Jacuí. Highest frequencies were observed at sites DJ08, DJ02 and DJ07 although significant results through chi-square test were obtained to the sites DJ04, DJ06 and DJ08. Morphological abnormalities analysis showed to be a valuable tool for environmental impact assessment as well as the analysis of parasite occurrence. Results to the Index of Biotic Integrity in this study classify the analyzed environments between good and very poor quality. The use and adaptation of this index seemed to reflect efficiently the environmental condition of the sampling sites in the area of Delta do Jacuí.

The different anthropogenic impacts in the Delta do Jacuí were responsible for alterations in the diet of the fish species studied. It was also possible to note the high feeding plasticity of *Cyanocharax alburnus* and *Gymnogeophagus gymnogenys*, which has shifted their diets according to the available food item in each environment. Many alterations in female's ovaries of these species were observed through histopathological analysis. The presence of histopathological variations may indicate that fish respond to direct effect of contaminants as well as secondary effects caused by stress. Finally, fish assemblages from Delta do rio Jacuí are affected by many impacts from the surroundings. The use of different methods to evaluate environmental quality showed to be very important, providing a wide range of information allowing inferring more precisely about the current ecosystem situation.

INTRODUÇÃO

As características estruturais e funcionais das comunidades aquáticas respondem às oscilações ambientais em diferentes escalas espaciais e temporais (Matthews, 1998). As assembleias de peixes são influenciadas, dentre outras características do ambiente aquático, pelas condições e histórico biogeográficos, pela temperatura da água, regime fluvial, predação, competição e doenças (Poff *et al.*, 1997; Jackson *et al.*, 2001).

Abes & Agostinho (2001), Fialho *et al.* (2008), entre outros, relataram que o conjunto de variáveis como largura dos canais, profundidade, temperatura da água e do ar, oxigênio dissolvido, condutividade, pH, DQO, turbidez e substrato influenciam na riqueza e composição das assembleias de peixes, também foram relacionadas com diferenças na estrutura da assembleia de peixes. No entanto, essas relações podem ser igualmente afetadas por impactos antropogênicos relacionados às diferentes utilizações terrestres (Penczak *et al.*, 1994), tais como esgotos domésticos, agricultura, pecuária e urbanização (Fialho *et al.*, 2008). Além disso, qualquer modificação do ambiente, natural ou antrópica, pode influenciar na distribuição local dos peixes e modificar a composição da assembleia de peixes, em certa medida através de extinções de espécies locais (Gorman & Karr, 1978; Tonn, 1990). A falta de conhecimento sobre a fauna de peixes e as alterações ambientais em regiões neotropicais são motivo de preocupação para ictiologistas e ecologistas porque a biodiversidade regional é desconhecida e algumas espécies parecem estar desaparecendo de alguns rios antes mesmo que seja possível estabelecer sua distribuição espacial (Tejerina-Garro, 2008).

Atualmente, tem-se o entendimento de que os ecossistemas aquáticos fazem parte de uma rede interativa entre os compartimentos terrestre e aquático com os organismos co-existindo em seu ambiente físico, químico e biológico, onde os fluxos que circulam internamente nessas redes consistem na biomassa, na energia e na informação biológica (Cropp & Gabric, 2002). Esses fluxos fornecem a informação dinâmica para a manutenção da saúde dos ecossistemas, além de fornecer informações sobre a biodiversidade local/regional, produtividade secundária e interações tróficas (Callisto *et al.*, 2001).

Ambientes aquáticos neotropicais têm sido intensivamente utilizados pelos seres humanos de várias maneiras, tais como, o consumo, irrigação, construção de usinas hidrelétricas, esgotos e descargas industriais (Pringle *et al.*, 2000). Esta situação torna o estudo ecológico de qualquer ecossistema aquático mais complexo. Assim, além das interações bióticas e abióticas e as trocas entre os ambientes aquáticos e terrestres (Lowe McConnell, 1999), é necessário considerar a influência das atividades antropogênicas que possam alterar as condições dos habitats aquáticos. Camargo *et al.* (1996) e Sabater *et al.* (2000) indicam que a utilização da terra de uma bacia modifica as características físico-químicas da água. Leite *et al.* (2000), Holomuzki & Biggs (2000) e Duarte & Araújo (2001) salientam que a quantidade de partículas sólidas em suspensão na água, uma condição causada pela erosão como resultado de atividades antrópicas, modificam a turbidez, a temperatura, a dureza e a condutividade.

As alterações mencionadas acima influenciam a estrutura das assembléias de peixes (Matthews, 1998; Lammert & Allan, 1999; Tejerina-Garro *et al.*, 2005). Elas podem levar a modificações no padrão reprodutivo, comportamento alimentar e nas taxas de crescimento dos peixes (Böhlke *et al.*, 1978; Gondin-Ferreira, 1993; Araújo, 1996) e a relação presa-predador (Rodríguez & Lewis, 1994; Tejerina-Garro *et al.*, 1998). No entanto, é necessário conhecer o modo como a relação peixe-habitat responde a impactos antrópicos (Barnes, 1998). Uma abordagem utilizada para avaliar o efeito da alteração ambiental sobre assembléias de peixes (Davis, 1995; Camargo *et al.*, 1996) é comparar dados atuais com dados históricos dessas assembléias (Paul & Meyer, 2001). Mas, em muitos rios neotropicais, não existem dados históricos dos peixes disponíveis e as relações dos peixes e seu habitat são pouco conhecidas, embora o ambiente aquático já tenha sido modificado por atividades antrópicas.

Atualmente, a rápida expansão radial dos centros urbanos tem tido como consequência a degradação de habitats, com reflexos sobre os recursos naturais e nos ecossistemas aquáticos (Lee, 2000). Embora a intensidade e duração de determinados fatores abióticos oscilem consideravelmente na natureza, ações antropogênicas têm geralmente amplificado seus efeitos, criando condições antes nunca encontradas pelas assembléias de peixes (Hughes & Noss, 1992; Moyle & Leidy, 1992; Allan & Flecker, 1993; Eklöv *et al.*, 1998). Araújo (1998) salientou que essas atividades têm exercido uma profunda

e, normalmente, negativa influência nos peixes de água doce dos menores córregos aos maiores rios. Desta forma, estudos sobre efeitos negativos em assembleias de peixes de água doce têm feito estudiosos da área suspeitarem de que a distribuição das espécies de peixes seja influenciada por um conjunto de características físicas e químicas da água (Matthews *et al.*, 1992). Alguns dos efeitos negativos em assembleias de peixes são devidos à presença de poluentes, enquanto outros estão associados às mudanças na hidrologia da bacia, modificações no habitat e alterações das fontes de energia, das quais depende a biota aquática (Bengtsson *et al.*, 1975).

Os efeitos biológicos em populações, comunidades e ecossistemas, mesmo diretos ou indiretos através de habitats degradados, parecem ter mais relevância em termos de manejo e proteção ambiental de recursos do que efeitos medidos a nível molecular ou celular da organização biológica (Wolfe, 1992). Efeitos como declínios em assembleias de peixes, por exemplo, têm sido úteis indicadores de degradação do ecossistema (Nehlsen *et al.*, 1991), especialmente quando eles envolvem espécies de alto valor comercial. Bruschi Jr. *et al.* (2000), realizando estudos de avaliação de qualidade ambiental de riachos através da taxocenose de peixes observaram que diversas características de uma comunidade podem se alterar em função de modificações ambientais.

A riqueza de espécies, juntamente com as medidas de diversidade e equitabilidade, são extensivamente utilizados para avaliar níveis de degradação em ecossistemas aquáticos (Fausch *et al.*, 1990). A riqueza de espécies tende a diminuir com o aumento da degradação (Karr *et al.*, 1986), porém, em alguns casos, como locais onde são introduzidas espécies exóticas, a riqueza tende a aumentar com a perturbação, uma vez que espécies exóticas são mais tolerantes em habitats degradados (Casatti *et al.*, 2006b). A presença de distúrbios e a dominância de espécies tolerantes em detrimento das mais sensíveis também estabelecem marcantes alterações na estrutura e distribuição da fauna de peixes (Jackson *et al.*, 2001). Numerosos estudos evidenciam a influência de alterações nas características físicas do habitat sobre o padrão de distribuição das espécies de peixes, destacando um aumento na diversidade específica ao longo de um gradiente longitudinal (Kuehne, 1962; Sheldon, 1968).

Geralmente se relaciona agressão à integridade ambiental com o decréscimo de diversidade, riqueza de espécies e equitabilidade, em consequência do aumento na

dominância de espécies oportunistas (Otero *et al.*, 2006). No entanto, teorias sobre influência de distúrbios não naturais na diversidade sugerem que em situações de estresse mínimo, a diversidade diminui devido à exclusão causada pela competição interespecífica. Com o aumento dos níveis ou frequência dos distúrbios, a competição é reduzida resultando em um aumento da diversidade, até que, grandes aumentos nos níveis ou frequência dos distúrbios passem a eliminar as espécies por estresse elevado, levando novamente a uma diminuição na diversidade. Assim, seria em situações intermediárias de integridade ambiental onde são observados os maiores níveis de diversidade (Connell, 1987; Huston, 1979).

Cada vez mais são utilizados métodos biológicos em estudos ambientais. Isto é consequência, em parte, da resposta que os organismos dão a sutis modificações que ocorrem no ambiente em que vivem em um determinado intervalo de tempo. Muitas respostas são mais sensíveis, muitas vezes, do que métodos não biológicos podem detectar. O problema que permanece, entretanto, é a dificuldade em utilizar organismos que expressem determinada condição ambiental, relacionada à falta de conhecimento da biologia das espécies e, especialmente, as tolerâncias das espécies, ocorrentes em determinado meio, aos fatores envolvidos (Lobo *et al.*, 2002).

Geralmente considera-se insuficiente classificar a qualidade do ambiente em ecossistemas aquáticos apenas medindo o nível de contaminantes na água e no sedimento. Van der Oost *et al.* (1996) salientaram que além de se estudar o destino (biodisponibilidade, bioacumulação, biotransformação) de substâncias químicas no ambiente aquático, também é importante medir a quantidade de poluentes na biota (monitoramento biológico). Neste sentido, novas metodologias têm sido desenvolvidas, principalmente nas duas últimas décadas, para a avaliação de qualidade ambiental e monitoramento de efluentes, através da observação direta de efeitos crônicos ou subletais ocasionados por poluentes a organismos aquáticos em diferentes fases de seu ciclo de vida. A capacidade de medir qualitativa e quantitativamente estas alterações nos organismos aquáticos pode fornecer informações precoces sobre a toxicidade e mecanismo de ação de um poluente (Meyers & Hendricks, 1985).

Metodologias tradicionais, ou seja, os parâmetros abióticos avaliam o ambiente apenas no momento em que foram coletadas, como uma fotografia do rio (Cairns & Pratt, 1993). Assim torna-se necessário um grande número de análises, geralmente custosas, o que inviabiliza seu uso como única ferramenta para a realização de um monitoramento temporal eficiente. De modo a aumentar a eficiência dos sistemas de detecção de impactos ambientais é fundamental a integração destes resultados com características biológicas dos ecossistemas (Rosenberg & Resh, 1993; Buss *et al.*, 2003). A lógica desta abordagem, chamada de monitoramento biológico ou biomonitoramento, baseia-se nas respostas dos organismos em relação ao meio onde vivem, pois a biota aquática é capaz de responder a uma série de distúrbios (naturais ou antropogênicos), sintetizando a história recente das condições ambientais, como um filme longa-metragem (Cairns & Pratt, 1993). Outra vantagem é a maior eficiência na detecção de fontes de poluição difusa a um custo significativamente menor (Lenat & Crawford, 1994).

Em uma época onde as atividades da humanidade são a força dominante sobre as comunidades biológicas, um controle apropriado requer o entendimento de padrões e processos nos sistemas biológicos e o desenvolvimento de métodos de avaliação que garantam a proteção dos recursos biológicos. Dentre as metodologias utilizadas para tais avaliações destacam-se aquelas baseadas em dados de laboratórios, principalmente os bioensaios e os testes de toxicidade aguda. O uso desses critérios tem sido criticado em vários campos (Thurson *et al.*, 1979), pois estes, não levam em consideração a influência da variação geográfica que naturalmente se verifica nos poluentes, nem consideram o efeito sinérgico de numerosos contaminantes ou os efeitos subletais na biologia das espécies (Araújo, 1998). Outro aspecto que não é considerado no monitoramento dos parâmetros físico-químicos de qualidade da água são os eventos de curto prazo que podem ser críticos no estabelecimento dos impactos bióticos. Segundo Gosz (1980) é impossível medir todos os fatores que podem interferir na integridade biótica, sendo a maioria da literatura sobre poluentes químicos de valor questionável no estabelecimento de padrões de qualidade para os organismos aquáticos.

A vantagem no uso de métodos biológicos é que as comunidades aquáticas integram a totalidade dos fatores ambientais dentro de um rio, portanto, representam uma poderosa ferramenta para uma rápida e economicamente viável compreensão e avaliação da saúde do

rio (Barbour *et al.*, 1999). Neste sentido, Paller *et al.* (1996) salientaram que metodologias que avaliem rapidamente e acuradamente a saúde dos rios são necessárias para identificar ambientes degradados, priorizá-los para restauração e monitorar suas taxas de recuperação.

Existe atualmente uma grande preocupação com o efeito das alterações antrópicas sobre os sistemas aquáticos e sua biota associada. Contudo, medir de forma precisa o impacto das alterações é difícil. Nos Estados Unidos, desde a década de 80, a legislação reconhece a importância da utilização de indicadores biológicos como base dos programas de monitoramento dos sistemas aquáticos, indo além do simples uso de indicadores meramente químicos ou físicos (Flotemersch *et al.*, 2006).

Com o argumento de que a capacidade de sustentar uma biota balanceada é um dos melhores indicadores de saúde e, portanto, de potencialidade de uso da água pelo ser humano, surgiram esforços para mensurar a integridade biótica dos corpos d'água. A utilização de peixes no monitoramento biológico se justifica por sua importância biológica e socioeconômica e, de fato, diferentes índices baseados em peixes foram desenvolvidos ao redor do mundo para avaliar o status ecológico dos rios (Oliveira *et al.*, 2008).

ESTRESSE E DOENÇAS

O termo estresse, proposto originalmente por Selye (1950; 1973), representa as consequências de todos os mecanismos pelos quais um organismo tenta manter o equilíbrio face a mudanças ambientais. Entretanto, de acordo com Wedemeyer & McLeay (1981), o estresse é mais bem definido como o efeito de qualquer alteração ambiental ou força que se estende os processos homeostáticos ou de estabilização além de seu limite normal, a qualquer nível de organização biológica. É de senso comum entre vários autores (Sindermann, 1980; Adams, 1990; Thomas, 1990), que o estresse representa o somatório de mudanças morfológicas, fisiológicas, bioquímicas e comportamentais nos indivíduos, sendo resultante da ação de agentes estressores que alteram de alguma forma a estrutura da população. Alterações nas variáveis ambientais (temperatura, salinidade e disponibilidade de alimento) combinado com a presença de poluentes (hidrocarbonetos, metais pesados e pesticidas), podem causar estresse para organismos aquáticos (Etxeberria *et al.*, 1995).

Os efeitos do estresse na saúde dos peixes são particularmente importantes quando os prejuízos na saúde tendem a reduzir a sobrevivência, crescimento, sucesso reprodutivo e, portanto, reduzir a taxa de crescimento intrínseca da população, predispondo os organismos a doenças e diminuindo a capacidade do peixe em tolerar estresses subsequentes, como por exemplo, a flutuação de salinidade, temperatura, pH, oxigênio dissolvido, infecção por parasitos, predadores naturais e outros (Wedemeyer & Wood, 1974; Sloof, 1982; Adams, 1990; Thomas, 1990). Sindermann (1990) aponta que, qualquer fator ambiental fora das condições ideais pode atuar como um estressor para peixes, que, se for extremo ou prolongado o suficiente, pode afetar a sobrevivência do indivíduo. Os organismos indicadores biológicos que refletem o grau de saúde do peixe em baixos níveis organizacionais respondem relativamente rápido ao estresse e tem alta relevância toxicológica.

Schlenk (1999) observou que os efeitos iniciais do estresse são observados primeiramente ao nível molecular, com a indução do sistema de defesa celular que pode prover respostas adaptativas em seguida à exposição. Entretanto, se estes processos de defesa falharem ou forem oprimidos, então um alto nível de danos pode ocorrer, podendo causar alterações histológicas ou fisiológicas que podem ser irreversíveis, dependendo da capacidade do sistema ou órgão danificado. Mas se estes processos são permanentemente afetados ou alterados durante períodos vulneráveis do desenvolvimento do organismo, a reprodução e/ou sobrevivência pode ser afetada eventualmente, levando a mudanças ao nível de população ou comunidade.

O conhecimento disponível sobre doenças de peixes está restrito a poucas espécies (Kinne, 1984). Möller (1985) mostrou que a atenção acerca do impacto da poluição sobre a saúde dos peixes tem se intensificado durante os últimos 20 anos, isto porque os poluentes vêm causando doenças que aumentam a mortalidade ou diminuem a comercialização de espécies de valor comercial e uma doença pode servir como um monitor para efeitos de poluição. As doenças em peixes estão entre os efeitos ou danos detectáveis causados por poluentes e que são passíveis de medição quantitativa e/ou qualitativa (Bergman, 1985). Este autor cita também mutações genéticas, mudanças no comportamento, disfunções físicas, deformações físicas ou displasias, morte e câncer ou tumores como alterações importantes causadas por poluentes. Sendo assim, a frequência de peixes com algum tipo de

doença ou alterações físicas (anomalias), além da presença de parasitos, é um critério importante na classificação de um ambiente. Segundo Mills *et al.* (1969), um número incomum de peixes com anormalidades está associado a uma variedade de poluentes presentes no corpo d'água.

ANOMALIAS MORFOLÓGICAS

De acordo com Bengtsson *et al.* (1985), o uso de anomalias morfológicas em peixes para monitorar a poluição da água tem sido sugerido por vários autores. Ao avaliar a possibilidade da utilização de deformidades vertebrais para programas de monitoramento, Van de Kamp (1977) concluiu que as mais altas porcentagens de deformidades ocorreram em áreas que provavelmente apresentavam os mais altos graus de poluição.

Anomalias esqueléticas, particularmente aquelas da coluna vertebral, são comumente observadas em peixes (Sinderman, 1990), podendo manifestar-se como flexões dorso-ventrais (lordose), laterais (escoliose) ou curvatura para cima (cifose) (Bengtsson *et al.*, 1985). Anomalias vertebrais tais como cifose, lordose e escoliose, de etiologia desconhecida, têm sido relatadas em populações naturais de peixes marinhos e de água doce (Couch *et al.*, 1979), sendo frequentemente observadas na parte posterior do peixe (Daoulas *et al.*, 1991).

Algumas evidências disponíveis na literatura sugerem que anomalias são induzidas durante os períodos embrionário e pós-embrionário de vida, num mecanismo que ainda não é bem entendido (Houde, 1973). Uma alta incidência de danos vertebrais pode muitas vezes ser atribuída a condições desfavoráveis durante a ontogenia do peixe (Bengtsson *et al.*, 1975). Dentre os agentes causadores mais significantes, a temperatura desfavorável parece ser o mais importante, mas fatores tais como depleção de oxigênio, intensidade de luz, deficiência na dieta e certos metabólitos também são conhecidos por provocar aberrações no desenvolvimento normal (Caris & Rice, 1990). Bengtsson *et al.* (1985) relataram que fatores genéticos e ambientais podem ser as possíveis origens para as anomalias assimétricas observadas em peixes. Dentre os fatores ambientais as principais causas de anormalidades estão os eventos naturais, instabilidade metabólica diretamente relacionada

com o transporte e deposição de cálcio, deficiência de nutrientes, agentes patogênicos, fenômenos populacionais e uma variedade de substâncias tóxicas (Wells & Cowan, 1982; Sloof, 1982; Möller, 1983; Daoulas *et al.*, 1991; Toften & Jobling, 1996; Mercer *et al.*, 1997; Flores-Lopes *et al.*, 2002).

O aumento da contaminação dos ecossistemas aquáticos tem causado severas alterações morfológicas e fisiológicas em organismos aquáticos (Mazon *et al.*, 1999). Em um ambiente degradado, particularmente onde poluentes ocorrem em concentrações crônicas e subletais, mudanças na estrutura e função de organismos aquáticos são mais frequentes do que mortalidade em massa. Um dos possíveis métodos de avaliação dos efeitos de poluentes em peixes é examinar seus órgãos para verificação de mudanças morfológicas (Poleksic & Mitrovic-Tutundzic, 1994).

Desde as últimas três décadas, um número crescente de estudos tem relatado a ocorrência de anomalias externas em peixes (deformidades, erosão das nadadeiras, feridas abertas e tumores) em uma variedade de ambientes aquáticos e esses trabalhos discutem as relações que podem existir entre essas anomalias e a qualidade do ambiente (Sanders *et al.*, 1999; Flores-Lopes, 2006). Sanders *et al.* (1999) observaram um baixo número ou porcentagem de anomalias em locais não poluídos ou um alto número ou porcentagem em locais poluídos por descargas de esgotos, de indústrias ou ambas.

Malabarba & Goettems (1987) em um estudo de monitoramento ambiental das lagoas de estabilização do SITEL (Sistema Integrado de Tratamento de Efluentes Líquidos), utilizando a ictiofauna, estabeleceram como critério para seleção de espécies indicadoras a análise de malformações como displasias ou tumores/neoplasias. Adams (1990), Sindermann (1990), Flores-Lopes *et al.* (2001, 2002), Schulz & Martins-Junior (2001) e Malabarba *et al.* (2004) também utilizaram a presença de anomalias morfológicas como indicadores da qualidade ambiental em programas de monitoramento. Neste contexto, a análise de anomalias morfológicas é um dos mecanismos utilizados para avaliar os efeitos de atividades antropogênicas sobre comunidades de peixes.

PARASITOS

As análises de características do microhabitat dos parasitas, comportamento e relações alimentares entre os hospedeiros têm sido ferramentas importantes para o entendimento dos diversos aspectos abordados na pesquisa ecológica sobre as infracomunidades parasitárias. Características biológicas, físicas e químicas do macrohabitat do parasita também são indispensáveis neste tipo de estudo (Pavanelli *et al.*, 2002). Assim, para desenvolver pesquisas sobre a fauna parasitária de peixes sob um ponto de vista ecológico, é fundamental que se possa dispor das mais variadas informações sobre os fatores abióticos e bióticos do ambiente a ser estudado. Oscilações do fluxo hidrológico, por exemplo, podem provocar alterações na dinâmica populacional da fauna autóctone. Estes impactos podem afetar diretamente a fauna íctica da região, influenciando indiretamente as populações de parasitas, quanto à ocorrência e tamanho das infrapopulações. Outros fatores capazes de modificar a composição da fauna parasitária são as variações das características físicas e químicas da água (Dogiel, 1970).

Dessa forma, o estudo da ecologia de parasitas de peixes oferece informações importantes não só a respeito de seus hospedeiros, mas também do ambiente de maneira geral. Isso pode ser evidenciado, já que as alterações ambientais servem para justificar a presença ou a ausência de determinadas espécies de parasitas, além de explicar as respectivas prevalências e intensidades médias de parasitismo (Pavanelli *et al.*, 2002).

A análise de variações nas relações entre os parasitos e seus hospedeiros entre populações e indivíduos pode ser utilizada para evidenciar efeitos de diferentes fatores, como a qualidade do ambiente e recursos alimentares (Bolger & Connolly, 1989). Pode-se também analisar o efeito das espécies de parasitos sobre os seus hospedeiros, em ambientes naturais (Ranzani-Paiva *et al.*, 2000), ou em confinamento (Tavares-Dias *et al.*, 2000). De acordo com Tavares-Dias (2000), estudos sobre várias relações em peixes em ambientes naturais e seus parasitos são ferramentas importantes que ajudam no entendimento de diversas patologias que ocorrem nesses hospedeiros quando são confinados.

Entre os diversos grupos de animais que parasitam peixes, os crustáceos podem ter uma importância considerável. Eles chamam atenção por serem quase sempre visíveis de

imediatamente e apresentarem uma ampla variação no tamanho e na forma, como também serem todos ectoparasitos (Eiras *et al.*, 2002; Pavanelli *et al.*, 2002), os principais grupos que compreendem parasitas de peixes são os Copepoda, Branchiura e Isopoda (Eiras *et al.*, 2002). Dentre os isópodos, destaca-se a família Cymothoidae. Os cimotoídeos são isópodos parasitos preferencialmente de peixes, marinhos ou de água doce, mas podem parasitar também outros animais aquáticos (Lemos de Castro & Correa, 1982; Grassini, 1994; Ates *et al.*, 2006), sendo caracterizados pelo hábito hematófago (Carvalho, 1939; Bashirullah, 1991). A maioria das espécies se fixa na pele, nos filamentos branquiais, na região da boca ou escavam buracos abaixo da pele, onde vivem numa cápsula formada dentro da musculatura do hospedeiro (Thatcher, 1991).

Efeitos do parasito no hospedeiro podem ser restritos a danos físicos no local do ataque ou pode se limitar a mudanças sistêmicas relacionadas a atividades alimentares do parasito (Adlard & Lester, 1995). Normalmente, a patogenia está limitada ao local de fixação, onde se verifica compressão dos tecidos, infiltração linfocitária e granulomas eosinofílicos. É possível verificar também necrose do tecido afetado (Pavanelli *et al.*, 2002). No entanto, a patogenicidade do parasito varia de acordo com a posição no hospedeiro, comportamento alimentar, estratégia de ataque e tamanho, mas qualquer local onde se instala sofre alguma modificação pela presença do parasito (Leonardos & Trilles, 2003; Alberto, 2008). Indivíduos de *Artystone* destroem músculos e tecidos, provocam o decréscimo de eritrócitos e interferem em certas constantes hematológicas de peixes parasitados (Martinez & Royero, 1989). Em *Cyphocharax gilbert* (Quoy & Gaimard, 1984), a presença de *Riggia paranensis* Szidat, 1948 não só interfere no crescimento, como pode causar castração parasitária (Lima *et al.*, 2007). A possibilidade dos crustáceos parasitos serem os responsáveis por altos índices de mortalidade de peixes é grande, uma vez que a ação dos mesmos sobre as brânquias, tegumento e músculos, bem como nos órgãos internos, ocasiona perda de peso, redução da taxa de crescimento (Romestand & Trilles, 1977) e alterações no comportamento (Pavanelli *et al.*, 2002).

Poucos são os estudos sobre as relações entre a presença de parasitos e a condição ambiental. Alguns autores utilizam a presença de ectoparasitos como uma métrica para compor um índice (IIB, por exemplo) e, nestes casos relacionando as altas porcentagens de indivíduos parasitados a ambientes mais degradados. Lyons *et al.* (2000) fizeram uma

adaptação efetiva dessa métrica em ambiente tropical medindo somente o ‘percentual de parasitas não nativos presente em espécies nativas’ e essa métrica mostrou-se sensível nos ambientes estudados. Esses autores verificaram que a presença de parasitas internos ou externos foi comum em ambientes degradados.

INTEGRIDADE BIÓTICA

A integridade biótica é a capacidade do ambiente de suportar e manter uma comunidade de organismos balanceada, integrada e adaptada, tendo uma composição de espécies, diversidade e organização funcional comparável ao habitat natural para a região (Karr, 1981; Karr & Dudley, 1981). A integridade biológica de uma comunidade de peixes é um indicador sensível do estresse direto e indireto do ecossistema aquático, tendo grande aplicação em monitoramento biológico para avaliar a degradação ambiental (Fausch *et al.*, 1990). Considerando-se que os impactos antrópicos alteram a estrutura físico-química dos ecossistemas aquáticos, o Índice de Integridade Biótica (IIB) tem a capacidade de avaliar a dimensão desta perturbação, uma vez que apresenta dados sobre a integridade das comunidades que vivem nestes ambientes, assim como atribui um grau para os impactos em sua diversidade estrutural (Bastos & Abilhoa, 2004).

Karr (1981) descreveu, pela primeira vez, uma avaliação de integridade biótica usando comunidades de peixes. A partir do modelo inicial, esse tipo de avaliação foi adaptada em diferentes regiões, visto que os ambientes são diferenciados e peculiares para cada local. No trabalho de Karr (1981), é descrita uma rotina de monitoramento das fontes de água, usando peixes como uma abordagem exploratória da qualidade de outros ambientes aquáticos, adaptando-se rapidamente a outros sistemas e com baixo custo. Este mesmo autor passou a desenvolver idéias e propostas melhoradas em que são consolidadas as métricas e o método (e.g. Angermeier & Karr, 1986; Karr, 1987). O IIB foi testado e adaptado com êxito na maioria dos estados dos EUA, onde seu uso em biomonitoramento passou a ser exigido por lei. Como ressaltado por Hughes & Oberdorff (1998), com exceção da Antártica, todos os continentes apresentam adaptações para o uso dos índices. Adaptações também se propagaram para comunidades em ambientes muito distintos, como lagos (Drake & Pereira, 2003), estuários (Puente *et al.*, 2008), recifes (Jameson *et al.*, 2001),

e mesmo meio terrestre (Kimberling *et al.*, 2001). Considerando outros taxa, índices multimétricos, como o IIB, passaram a ser adaptados com grande frequência para macroinvertebrados aquáticos (Baptista, 2008), e também para perifiton (Hill *et al.*, 2003), macrófitas (Miller *et al.*, 2006) e fitoplâncton (Lacouture *et al.*, 2006).

Uma grande vantagem do uso do IIB é sua capacidade de integrar diversos atributos ecológicos, evitando a seleção de determinado critério isolado que possa resultar em diagnósticos menos confiáveis do que o conjunto de medidas (Araújo, 1998). O IIB reflete as diferenças na distribuição, na abundância e na saúde dos peixes, as quais são provocadas pelo nível e tipo de alteração do corpo d'água. O grau do nível de impacto é medido por meio da comparação com um trecho referencial, definindo este como aquele que apresenta integridade da ictiofauna mais próxima da original, antes das primeiras perturbações antropogênicas. A abordagem do IIB constitui um método direto, de valor comparável aos índices de diversidade, aos das espécies indicadoras, às listagens de espécies e às análises multivariadas, pois busca uma aproximação ecológica mais holística e integradora (Roset *et al.*, 2007).

As vantagens do uso dos peixes como indicadores biológicos foram enumeradas inicialmente por Karr (1981) e confirmadas ou complementadas posteriormente por outros autores (e.g. Simon & Lyons, 1995; Barbour *et al.*, 1999; Flotemersch *et al.*, 2006). As principais características são: 1) Assembléias de peixes geralmente incluem espécies que representam variadas categorias tróficas (omnívoros, herbívoros, insetívoros, planctívoros, piscívoros) e utilizam alimentos de origem terrestre e aquática; 2) Sua posição no topo da teia alimentar aquática, quando comparada com organismos de níveis tróficos mais baixos (diatomáceas e invertebrados), oferece uma visão integrada do corpo hídrico; 3) Peixes estão tipicamente presentes em comunidades aquáticas de todos os tamanhos: de pequenos rios até grandes lagoas; 4) São bons indicadores de efeitos a longo prazo e condições do habitat numa escala ampla, pois os peixes têm ciclos de vida mais longos (3-10 anos) que outros organismos utilizados como bioindicadores; 5) A escala de ocupação do espaço dos peixes é maior, o que os torna menos suscetíveis, que organismos menores, a variações naturais no microhabitat. Isso os torna adequados na avaliação de diferenças de macrohabitat e regionais; 6) Peixes vivem todo seu ciclo de vida na água, o que integra a história física, química e biológica desses corpos d'água; 7) As comunidades de peixes são

persistentes e se recuperam rapidamente dos distúrbios naturais; 8) Os peixes apresentam um amplo espectro de tolerância, sendo que cada espécie apresenta um padrão específico para cada tipo de alteração; 9) Dados sobre a história de vida, requisitos ambientais e distribuição da maioria das espécies de peixes são relativamente bem conhecidos; 10) Peixes são relativamente fáceis de coletar e identificar. Técnicos necessitam relativamente pouco treinamento. Além disso, as amostras podem ser triadas e identificadas em campo, dispensando o estudo dos organismos após o processamento; 11) Tanto toxidez aguda (ausência de táxons) como crônica (queda de crescimento ou de sucesso reprodutivo) pode ser avaliada nos peixes. O exame cuidadoso da dinâmica de recrutamento e de crescimento das populações entre anos diferentes pode ajudar a identificar períodos de estresse pouco usuais; 12) Peixes podem ser amostrados durante todo o ano, permitindo a avaliação das mudanças sazonais e de padrões de distribuição espacial, pois permanecem nos corpos d'água inclusive durante o inverno ou período de águas baixas; 13) Substâncias contaminadoras geralmente produzem deformidades morfológicas facilmente identificáveis que podem ser utilizadas como indicadores; 14) Pode-se esperar que dados de peixes provenientes de uma área não perturbada sejam comparáveis em tempos diferentes; 15) A frequência de amostragem no monitoramento pode ser menor do que a necessária para organismos menores; 16) Os peixes têm valor cultural e social. O público em geral pode entender e sentir-se envolvido com as condições das comunidades de peixes, e denunciar acontecimentos negativos relacionados a elas. Além do que, são consumidos por humanos, o que os torna valiosos para medir o risco ecológico e a saúde pública; e 17) Resultados dos estudos usando peixes podem influenciar diretamente as leis relativas ao uso da água para a pesca.

Porém, nem sempre essas vantagens, realmente, estão presentes em todos os corpos hídricos. As vantagens relacionadas ao amplo conhecimento da taxonomia, a padrões de distribuição e à ecologia dos peixes, não são aplicáveis à região tropical (Jaramillo-Villa & Caramaschi, 2008). Algumas desvantagens têm sido citadas, dentre elas as mencionadas por Karr (1981) e Flotemersch *et al.* (2006), no entanto, estes autores citam estas desvantagens como comuns a outros grupos taxonômicos: 1) A amostragem dos peixes pode ser seletiva, se não forem utilizados equipamentos apropriados para cada lugar; 2) Dada a mobilidade sazonal de algumas espécies, essas podem não ser indicadoras adequadas de distúrbios

localizados; 3) O custo inicial das redes de amostragem pode ser alto, e ainda maior se for utilizado equipamento para pesca elétrica; 4) A amostragem de peixes requer licenças de coleta, o que pode demandar tempo; 5) A amostragem pode requerer maior esforço físico.

Já foram desenvolvidos muitos estudos quanto à aplicabilidade e os métodos de adequação do IIB para a realidade de outras ecorregiões, enquanto outros trabalhos desenvolveram cruzamentos dos valores de qualidade físico-química dos ambientes lóticos, com os resultados do IIB demonstrando que eles estão intimamente ligados na grande maioria dos casos. Vários estudos apontam que altos índices de integridade estão relacionados às melhores qualidades ambientais (Lyons *et al.*, 1995; Hugheny *et al.*, 1996; Araújo, 1998; Ganasan & Hughes, 1998; Kleynhans, 1999). Apesar de algumas limitações, este índice é considerado adequado para identificar a capacidade do ambiente em manter uma comunidade de espécies, com diversidade e organização funcional comparáveis àquelas registradas em áreas minimamente impactadas (Tejerina-Garro *et al.*, 2005).

O IIB originalmente desenvolvido para avaliação da integridade biótica da ictiofauna de pequenos riachos de clima temperado do centro-oeste dos Estados Unidos vem sendo adaptado para outras regiões de clima temperado e para grandes rios, bem como para rios e riachos de clima tropical na Namíbia (Hocutt *et al.*, 1994); no México (Lyons *et al.*, 1995); no Oeste da África (Hugheny *et al.*, 1996); na Índia (Ganasan e Hughes, 1998); na África do Sul (Kleynhans, 1999) e para lagos de clima temperado (Whittier, 1999).

Araújo (1998), Bruschi Jr. *et al.* (2000), Araújo *et al.*, 2003, Bastos & Abilhoa (2004), Bozzetti & Schulz (2004), Terra (2004), Ferreira & Casatti (2006a e b), Flores-Lopes (2006), Pinto & Araújo (2007), Casatti *et al.* (2008) são alguns autores que utilizaram assembleias de peixes para verificar a integridade biótica em ambientes aquáticos do Brasil. Fatores que limitam a aplicação do IIB, em vários destes ecossistemas brasileiros são a alta diversidade da ictiofauna combinados com o pouco conhecimento sistemático (Buckup *et al.*, 2007) e de muitos aspectos ecológicos, bem como a dificuldade de encontrar cursos d'água totalmente conservadas para servir como referências, especialmente em áreas não-amazônicas (Casatti *et al.*, 2008). No entanto, o IIB constitui uma ferramenta pouco conhecida para avaliar a integridade biológica dos ecossistemas de água doce.

Existem muitas versões do IIB e suas características variam entre regiões e tipos de habitat, porém todas são índices multimétricos que refletem componentes importantes da ecologia da comunidade: riqueza taxonômica, uso de habitat, composição trófica, saúde e abundância dos indivíduos (Roset *et al.*, 2007). O IIB permite uma aproximação mais integrada e compreensível que a oferecida por outros indicadores biológicos, baseados somente na riqueza de espécies, índices de diversidade ou espécies indicadoras (Verdonschot, 2000).

O IIB busca medir conjuntamente vários atributos da comunidade, abordando-a em níveis diferentes (indivíduo, população e comunidade). Esse modelo considera a variação nos atributos das comunidades de peixes em rios com graus de interferência diferentes, comparando-os com um sistema modelo no qual a exposição a interferências antrópicas foi mínima, ou comparando-os com um sistema ideal, criado a partir de informação básica da região ou informação de referência (Karr *et al.*, 1986).

Segundo Fausch *et al.* (1990), o índice de integridade biótica baseia-se em alguns pressupostos sobre como mudam as assembléias de peixes à medida que aumenta a alteração ambiental, sendo eles: diminuição do número de espécies nativas e guildas tróficas ligadas a habitats específicos; diminuição do número de espécies intolerantes; diminuição na proporção de indivíduos nativos; diminuição na proporção de espécies especialistas, como invertívoros ou carnívoros; diminuição da abundância (porém não de todas as espécies); diminuição na proporção de indivíduos que requerem substratos livres de sedimento para a desova; aumento na proporção de indivíduos tolerantes; aumento na proporção de generalistas tróficos, especialmente omnívoros; aumento da incidência de doenças externas e anormalidades morfológicas; e aumento da incidência de indivíduos híbridos e introduzidos.

O planejamento de metodologias de amostragem efetivas e específicas para cada ambiente estudado é fundamental e dele depende a qualidade dos resultados obtidos com o IIB. Roset *et al.* (2007) identificam, como aspectos-chave no desenvolvimento de um índice de integridade biótica, a delimitação da área de amostragem, a definição precisa do esforço mínimo de captura e a estratégia de coleta.

Segundo Araújo (1998), a inclusão do índice de integridade biótica em programas de monitoramento pode servir para detectar tendências espaciais e temporais de qualidade de água, sendo um instrumento eficiente nos programas de conservação e gerenciamento dos ecossistemas aquáticos brasileiros. No entanto, usualmente os estudos com IIB não incluem avaliação das variações sazonais sobre os valores do índice, principalmente porque no estudo realizado por Karr (1981) não foi registrada existência de dependência temporal.

O IIB reflete as diferenças na distribuição, na abundância e na saúde dos peixes, as quais são provocadas pelo nível e tipo de alteração do corpo d'água. O grau do nível de impacto é medido por meio da comparação com um trecho referencial, definindo este como aquele que apresenta integridade da ictiofauna mais próxima da original, antes das primeiras perturbações antropogênicas. Geralmente o local de referência corresponde ao lugar menos impactado da área estudada, pois é difícil encontrar ambientes sem qualquer impacto humano. Esse local menos impactado tem sido definido de três formas: 1) considerando as características da comunidade de peixes da localidade que alcança valor máximo em uma dada métrica; 2) considerando as avaliações ambientais (habitat, qualidade de água) e a comunidade de peixes presente no lugar com maior valor de qualidade ambiental como "comunidade de referência"; 3) reconstruindo hipoteticamente o local, antes da alteração, através de dados históricos da comunidade de peixes, por exemplo, por registros prévios em museus (Oliveira *et al.*, 2008).

O IIB proposto e adaptado por Karr *et al.* (1986), inclui 12 parâmetros de avaliação da ictiofauna. Cada um desses descritores recebe uma nota igual a 1 (pior valor, reflete o maior impacto), 3 (impacto moderado) ou 5 (melhor valor, reflete menor ou nenhum impacto), dependendo de sua classificação nos critérios de pontuação. As notas atribuídas a cada um dos doze parâmetros são somadas, resultando em um índice com um mínimo de 12 e máximo de 60 pontos. Esse índice é verificado em uma tabela que estabelece o grau de integridade daquela comunidade de peixes, como: Excelente, Boa, Regular, Pobre ou Muito Pobre.

Karr (1981) evita o uso de índices de diversidade porque estes ignoram a composição da comunidade amostrada. Além disso, essa métrica seria redundante, pois leva em conta dois fatores combinados (equitabilidade e riqueza), e o IIB já inclui uma métrica que mede a

riqueza. As adaptações de Ferreira & Casatti (2006b) e Rodríguez-Olarte *et al.* (2006) incluem a diversidade ou a dominância de Simpson nas métricas usadas. Esses autores justificam essa utilização como complementar à métrica de riqueza, pois consideram que em um gradiente de alteração ocorrem mudanças na abundância relativa. Em ambientes conservados há baixa dominância de uma espécie em particular, mas com a degradação ambiental, as populações das espécies mais sensíveis são eliminadas ou reduzidas, e as tolerantes passam a dominar.

No modelo geral do IIB assume-se que o aumento ou diminuição de determinadas categorias tróficas é indicação de alteração ou conservação do habitat. No entanto, esses pressupostos devem ser avaliados para cada sistema. Hued & Bistoni (2005) constataram que os grupos tróficos não foram bons indicadores das alterações na bacia do rio Suquia, devido à baixa diversidade trófica encontrada nesse rio. E por esse mesmo motivo, Lyons *et al.* (1995) reduziram, de três para apenas um, o número de métricas relacionadas com grupos tróficos.

A métrica que quantifica peixes doentes, machucados, com deformidades ou anomalias não é muito utilizada na maioria dos estudos. No Brasil, Araújo (1998) considerou inicialmente que manter essa métrica era importante em um rio como o Paraíba do Sul, onde havia evidências de alta frequência de peixes com anomalias, devido ao alto nível de poluentes químicos lançados no trecho estudado. No entanto, na versão mais atual do índice para esse mesmo trecho do rio, Araújo *et al.* (2003) descartaram essa métrica, pois constataram poucos peixes em condição anormal. Na Namíbia, após examinar 14000 indivíduos, Hocutt *et al.* (1994) encontraram somente um indivíduo com uma anomalia visível (presença de ectoparasitos). Lyons *et al.* (1995) incluíram-na mais em obediência ao modelo conceitual do índice, do que pelos dados empíricos obtidos; a atribuição de valores, no entanto, foi feita mais por critérios biológicos que por dados quantitativos, pois os resultados foram pouco claros. Ganasan & Hugues (1998) e Toham & Teugels (1999) mantiveram essa métrica, mas não encontraram nenhum indivíduo com anomalias. Em suma, essa métrica tem sido mantida em regiões tropicais mais por tradição, que por resultados concretos. Lyons *et al.* (2000) fizeram uma adaptação efetiva dessa métrica em ambiente tropical medindo somente o 'percentual de parasitas não nativos presente em espécies nativas' e essa métrica mostrou-se sensível nos ambientes estudados. Esses autores

verificaram que doenças ou deformidades óbvias foram pouco comuns, mesmo em lagos muito degradados, enquanto que a presença de parasitas internos ou externos foi comum.

ASPECTOS POPULACIONAIS

ALIMENTAÇÃO

Em sistemas naturais afetados pela ação humana, a interferência gera impactos cuja intensidade é diretamente proporcional ao grau de diversidade do ambiente, às suas características de primitividade e à vulnerabilidade das espécies envolvidas (Bastos & Abilhoa, 2004). Os processos de ocupação de ambientes pelas espécies e as interações interespecíficas são por vezes bruscamente interrompidos ou modificados, tendo como resultados a extinção localizada de determinadas espécies e o aumento populacional de outras oportunistas, afetando os ecossistemas e gerando efeitos de perturbação no ambiente (Cairns *et al.*, 1993).

Para a compreensão desses ecossistemas um dos caminhos pode ser o estudo da utilização dos alimentos pelas espécies de peixes, pois as informações disponíveis são ainda escassas, principalmente quanto à origem das fontes de alimentos e as relações com as áreas adjacentes (Oliveira & Bennemann, 2005). A presença de organismos sensíveis a alterações antropogênicas é uma condição frequentemente observada em ambientes considerados menos alterados (Araújo, 1998).

A análise dos conteúdos estomacais é uma forma comum de se investigar a alimentação de uma espécie de peixe. Essa investigação torna possível o reconhecimento da diversidade inter e intraespecífica na composição da dieta, além de sua variação qualitativa em relação aos parâmetros de tamanho corporal, reprodutivos, de crescimento e sazonais (Zavala-Camin, 1996).

É de grande importância também o reconhecimento dos itens alimentares encontrados nos conteúdos estomacais, pois fornecem subsídios para saber se a dieta é de origem autóctone ou alóctone para a manutenção e manejo dos ecossistemas que influenciam diretamente na alimentação das espécies. Alterações na qualidade da água ou

outras condições do habitat, inclusive o uso da terra da bacia hidrográfica podem resultar em diminuição ou eliminação de muitos recursos para os peixes (Bastos e Abilhoa, 2004).

Segundo Braga (2000), a melhor maneira de conservar os processos e a biodiversidade dos ecossistemas de água doce é entender e preservar até onde seja possível o conjunto de características fundamentais. Os ecossistemas de água doce apresentam complexas redes alimentares que se adaptam às condições locais, portanto, além de proteger e manter as populações naturais é necessário assegurar a integridade da rede natural de alimentos a que pertencem tais espécies.

Windell e Bowen (1978) relatam que estudos baseados na análise de conteúdos gástricos servem de base para o entendimento ecológico do papel desempenhado pelas espécies de peixes e muito de nosso entendimento sobre autoecologia, produção e papel ecológico das populações de peixes derivam de estudo da dieta baseados na análise do conteúdo estomacal.

Uma das classificações alimentares mais antigas no que se refere à diversidade de itens ingeridos pelos peixes foi proposta por Nikolski (1963) ao estabelecer três categorias de peixes: monofágicos, que consomem somente um tipo de alimento; estenofágicos, mantidos a partir de um sortimento limitado de tipos de alimento e eurifágicos, que utilizam ampla variedade de fontes alimentares. Atualmente, a discussão sobre plasticidade trófica na literatura, envolve, frequentemente, a designação dos peixes como: generalistas (sem preferência acentuada por uma fonte alimentar, utilizando um amplo espectro de alimentos); especialistas (com dieta restrita a um número relativamente pequeno de itens e usualmente apresentando adaptações morfológicas tróficas) e oportunistas (que utilizam fonte alimentar abundante e disponível no momento) (Abelha *et al.*, 2001).

Segundo Gerking (1994), o grande espectro alimentar que apresentam os peixes e a separação trófica, seguidas de separação espacial e temporal, são responsáveis pela maior parte da explicação dos mecanismos de coexistência entre espécies proximamente relacionadas. Portanto, poucas espécies de peixes apresentam uma dieta estrita, podendo usar diferentes fontes alimentares em diferentes locais sendo então, compreensível, que indivíduos de uma mesma espécie, tenham comportamentos alimentares diferenciados quando comparados em ambientes distintos.

O estudo da alimentação de peixes é de vital importância não somente para o conhecimento da biologia das espécies em particular, mas também como ferramenta de grande valia na compreensão das interações das diferentes populações dentro de uma determinada comunidade (Matthews, 1998). Estudos da dieta de peixes apresentam muitas possibilidades aplicáveis tanto às espécies isoladas ou a pares de espécies, como a conjuntos de peixes de um dado ambiente ou mesmo a comunidades complexas. Além de oferecer um conjunto de evidências para apresentação de sugestões de hipóteses, esse enfoque possibilita elaborar modelos didáticos e pode abrir novas perspectivas no estudo da biologia de peixes (Sazima & Caramaschi, 1989).

O conhecimento da alimentação natural dos peixes é essencial para compreender melhor outros aspectos de sua alimentação tais como o da nutrição, que estuda a necessidade e a assimilação dos alimentos, os levantamentos faunísticos e florísticos que podem ser obtidos utilizando os predadores como simples meio de coleta, além de fornecer importantes informações ecológicas tróficas bem como sobre o comportamento de peixes diante de variações nas condições ambientais e do alimento disponível, fornecendo ainda subsídios para compreensão de mecanismos que permitem a coexistência e a exploração de recursos de um mesmo sistema por várias espécies (Goulding, 1980).

De acordo com Hynes (1970), o estudo da alimentação de peixes baseado na análise do conteúdo estomacal é fundamental para o conhecimento das relações existentes entre as distintas espécies, bem como para o planejamento da exploração racional dos recursos pesqueiros. Variações no regime alimentar podem também estar relacionadas à época do ano, à abundância dos itens alimentares, à atividade do peixe, mudanças do habitat e à presença de outras espécies (Lowe-McConnell, 1987).

As alterações ambientais causadas pelas atividades humanas podem afetar a sobrevivência de várias espécies de peixes diretamente pela diminuição dos recursos disponíveis ou indiretamente afetando outros componentes da cadeia trófica (Esteves & Aranha, 1999). Nenhuma espécie vive isolada, mas interage com outras por predação, competição por espaço, alimentos, etc (Gulland, 1989), assim exhibe complexas inter-relações entre os componentes das comunidades (Lowe-McConnell, 1987).

A sobrevivência, reprodução e a distribuição das espécies de peixes são muitas vezes condicionadas à disponibilidade de recursos no ambiente e à ecologia alimentar das espécies. Portanto, estudos sobre a dieta dos peixes podem fornecer informações valiosas sobre as respostas das populações e assembléias após uma perturbação (Esteves *et al.*, 2008). Além disso, este conhecimento pode ajudar na elaboração de protocolos de gestão e outros esforços de conservação. Deslocamentos e/ou mudanças na dieta parecem ser uma resposta comum de populações de peixes após distúrbios (Agostinho *et al.*, 1999).

Há indicadores que peixes tropicais dependem do recurso alimentar a partir da mata ciliar, sugerindo que alterações na composição e estrutura dessa vegetação podem causar graves impactos sobre as comunidades de peixes (Angermeier & Karr, 1983). O aporte de recursos terrestres é importante na alimentação dos peixes por dois motivos: a) aumentam a quantidade de materiais alóctones (frutos, sementes e insetos terrestres) diretamente consumidos pelos peixes e/ou b) aumentam a quantidade de material orgânico, importante fonte de alimento a invertebrados e peixes detritívoros (Castro, 1999; Esteves & Aranha, 1999).

Alguns estudos têm sugerido que o impacto do desmatamento tem influência direta sobre a ictiofauna (Angermeier & Karr, 1983; Castro & Casatti, 1997), mas os mecanismos pelos quais os peixes respondem a possíveis alterações na suas fontes de alimentação ainda permanecem desconhecidos. Alterações na cobertura ciliar poderiam afetar comunidades, influenciando na cobertura, no habitat, na temperatura do rio e na produção primária (Bojsen & Barriga, 2002), enquanto a entrada de vegetação ciliar fornece uma importante fonte de energia por fornecer invertebrados para o rio (Gregory *et al.*, 1991). Aparentemente, a maior proporção de peixes é mantida por fontes de alimento autóctones em bacias desmatadas (Angermeier & Karr, 1983; Burcham, 1988), como mostrado por uma maior densidade de bagres que se alimentam de perifíton em locais onde ocorre a diminuição da cobertura vegetal e uma dominância de Characiformes omnívoros e insetívoros em lugares florestados (Bojsen & Barriga, 2002).

REPRODUÇÃO

Devido à grande diversidade da ictiofauna existente no mundo, a constantes descobertas de novas espécies e a distribuição mundial, o sucesso dos peixes é atribuído a uma série de adaptações fisiológicas, anatômicas, morfológicas, comportamentais entre outras características relacionadas aos processos de respiração, nutrição, osmorregulação, flutuação, percepção sensorial e reprodução (Wooton, 1990; Moyle & Cech, 2003; Zavala-Camin, 2004).

Em relação à reprodução, os peixes são ótimos exemplos da complexidade reprodutiva, com diferentes formas anatômicas observadas nas gônadas entre as espécies; as diferentes formas de liberação dos gametas para a fertilização externa (como por exemplo, a desova total ou parcelada); desenvolvimento de diferentes órgãos especializados para a fertilização interna (gonopódio, por exemplo); as diferentes formas de cuidado com a prole (guardadores e não guardadores de ovos e larvas); além das diferentes formas de construção de ninhos e a migração reprodutiva (Wooton, 1990; Vazzoler, 1996; Lowe-McConnell, 1999; Moyle & Cech, 2003; Zavala-Camin, 2004; Breder & Rosen, 1966; Balon, 1975, 1981; Potts & Wooton, 1984).

Ainda em relação à biologia de uma espécie, para a preservação de uma espécie são importantes três atributos básicos: a alimentação, o crescimento e a reprodução (Dias, 1989). Excetuando-se a energia utilizada para a manutenção do organismo, o restante da energia obtida é transferida, armazenada e consumida, ora para o crescimento, ora para a reprodução e ora para a obtenção de alimento. Dentre esses três atributos, somente a reprodução não atua somente apenas em nível individual, pois, ela é imprescindível para que as espécies se perpetuem e transmitam as mudanças ocorridas no seu genoma para as gerações seguintes (Vazzoler, 1996).

A reprodução em peixes, apesar de ser modulada por fatores ambientais, como por exemplo, a temperatura, o fotoperíodo nas espécies de clima temperado e possivelmente a temperatura e as chuvas nas espécies de clima tropical, é controlada endogenamente por um sistema endócrino, principalmente pelo eixo hipotálamo-hipófise-gônadas, que sintetiza e libera gonadotropinas, esteróides gonadais e hormônios moduladores do processo reprodutivo entre outras substâncias (Agulleiro *et al.*, 2006).

Os processos endógenos citados acima podem ser modulados de acordo com a estratégia reprodutiva selecionada, em relação à periodicidade na eliminação dos gametas e na quantidade e tamanho dos mesmos. Neste sentido, a qualidade dos ovos e das larvas está relacionada com a qualidade das reservas nutricionais disponíveis nos ovócitos em desenvolvimento. Essas reservas ovocitárias (vitelo) são mobilizadas a partir dos lipídios e proteínas armazenadas em diversos tecidos, como fígado, tecido adiposo e músculo (Moreira *et al.*, 2000), e a composição do alimento ingerido também é de grande importância no desenvolvimento das gônadas (principalmente nos ovários), o que leva a supor que a alteração da cadeia trófica certamente influenciará a qualidade e/ou quantidade de vitelo armazenado.

Poluentes ambientais tais como metais, pesticidas e outras substâncias orgânicas, constituem sérios riscos a muitos organismos aquáticos. A concentração na qual o composto é letal pode depender de muitos fatores, incluindo a característica da espécie e a qualidade da água (Scott & Sloman, 2004). Portanto, a escolha da espécie alvo, da época do ano e, o conhecimento prévio das condições climáticas e durante a amostragem são considerações extremamente importantes em estudos de avaliação e monitoramento ambiental.

O reconhecimento de muitas substâncias químicas ambientais, que podem agir como perturbadores endócrinos e, portanto, influenciar na reprodução vem ganhando o interesse em avaliações da saúde reprodutiva em animais aquáticos em ambientes naturais (Goodbred *et al.*, 1997; Rolland, 2000). Estes estudos têm incluído variações morfológicas como no índice gonadossomático e modificações em características sexuais secundárias (De Vlaming *et al.*, 1982; Bortone & Cody, 1999) e a histopatologia.

Influências antropogênicas nas propriedades físico-químicas da água, como as descargas diretas de indústrias e contaminantes, metais pesados ou hidrocarbonetos clorados, têm sido relatadas por Iger *et al.* (1994) em concentrações que podem levar a um fracasso reprodutivo e morte e assim, a um desaparecimento de populações de peixes bem como outros organismos aquáticos. Resultados semelhantes foram encontrados por Munkittrick *et al.* (1991), onde foi observado que peixes expostos a poluentes crescem mais lentamente, maturam mais tarde, possuem gônadas pequenas, possuem baixa fecundidade,

os machos não apresentam caracteres sexuais secundários e não há aumento do ovo nas fêmeas.

A redução na saúde e no crescimento dos peixes depende dos níveis subletais no tempo de exposição, toxicidade e das concentrações das substâncias químicas envolvidas (Lanno & Dixon, 1994) e, segundo Fiuman (1993) cada estágio de vida do peixe, como os ovos e as larvas, pode ser particularmente sensível aos diferentes contaminantes. Leatherland (1993) examinou as disfunções reprodutivas, endócrinas e no desenvolvimento nos peixes dos Grandes Lagos causadas por metais pesados e hidrocarbonetos. Essas disfunções incluem lesões na tiróide, diminuição do hormônio da tiróide contido nos ovos, alta prevalência de maturação sexual precoce nos machos, pouca expressão de caracteres sexuais secundários, baixas taxas de fertilidade dos ovos e alta mortalidade embrionária. Este autor relata, ainda, que estas alterações patológicas na reprodução vêm contribuindo para um declínio dos salmonídeos nos Grandes Lagos.

Em uma revisão realizada por Von Westernhagen's (1988) são citados numerosos estudos onde fêmeas maduras de peixes expostas a contaminantes reduzem o peso do ovário e o tamanho dos ovos. Neste estudo foi constatado que, cada estágio de vida do peixe com mortalidade e decréscimo no sucesso reprodutivo é de especial importância, pois sua ocorrência não é claramente detectada e alterações na estrutura e na abundância das populações somente serão percebidas a longo prazo, ou seja, em suas células reprodutivas.

Mitchell & Bo-Collings (1997) sugerem que um declínio na ovogênese e na vitelogênese pode estar associado a baixas concentrações de oxigênio dissolvido, o qual interfere na acumulação de vitelo e, conseqüentemente, no tamanho do ovócito. Autores como Eaton (1973), Bengtsson (1974), e Dave & Xiu (1991) também relatam a interferência de poluidores na biologia reprodutiva de diversas espécies de peixes. Schulz & Martins-Júnior (2001) investigando a influência da qualidade da água no potencial reprodutivo de *Astyanax fasciatus* em um gradiente de poluição no rio dos Sinos, RS, constataram que houve uma diminuição no diâmetro dos ovócitos, no índice gonadal e na relação gonadossomática nos espécimes capturados em áreas poluídas, comparando-se às não poluídas. A partir destes resultados, estes autores recomendam o uso de *Astyanax fasciatus* em experiências de biomonitoramento.

Efluentes químicos podem causar, sobre organismos aquáticos, desde modificações no comportamento e de distribuição populacional (Munkittrick *et al.*, 1994), até efeitos mais drásticos como diminuição da taxa de desenvolvimento individual, hipertrofia e disfunção hepática e renal (Munkittrick *et al.*, 1991), desenvolvimento irregular ou atrofia das gônadas (Owens, 1991), maturação sexual irregular e comprometimento da reprodução em peixes, deformação vertebral (Munkittrick *et al.*, 1991) e modificações fisiológicas e histopatológicas (Owens, 1991). Também a capacidade mutagênica de alguns compostos existentes nestes efluentes tem sido claramente evidenciada (Souza, 2007).

Os estudos populacionais de peixes através da análise de índices e variáveis biométricas têm recebido especial atenção dos especialistas, pois têm sido ferramentas importantes quando se pretende estabelecer programas de conservação e normatização da pesca (Gurgel *et al.*, 2002). Os parâmetros da biologia populacional, segundo recomendação de Gulland (1977), devem ter um significado biológico e serem facilmente incorporados aos modelos matemáticos de avaliação de população.

ALTERAÇÕES HISTOPATOLÓGICAS

O exame histopatológico tem sido reconhecido por vários autores como uma valiosa ferramenta para avaliações de impactos ambientais em populações de peixes (Teh *et al.*, 1997; Oliveira-Ribeiro, 2002). Segundo Overstreet (1997), alterações histopatológicas nos indivíduos servem como um indicador de exposição a algum agente estressor e uma ferramenta para avaliação de risco. Através de pesquisas que utilizavam ensaios ambientais para avaliação de impacto ambiental, Malins (1989) concluiu que mudanças histopatológicas estão quase que exclusivamente associadas a impactos ambientais, ou seja, elas ocorrem principalmente em peixes de áreas próximas de grandes densidades demográficas e de áreas que representam grau relativamente alto de contaminação dos sedimentos.

Histologia vem sendo usada por muitas décadas em avaliações da saúde de peixes em seu ambiente natural. Biomarcadores histopatológicos ou variações celulares em tecidos como brânquias, fígado, rins e baço têm recebido bastante atenção em avaliações de efeitos de estresse no ambiente (Hinton & Laurén, 1990; Hinton *et al.*, 1992; Blazer *et al.*, 1997; Teh

et al. 1997). Historicamente, muito pouca atenção tem sido direcionada para histologia endócrina, neural e gonadal – todos os sistemas que influenciam na reprodução. Existem muitas variações histológicas, normais e anormais, que podem ser observadas em tecidos gonadais de peixes durante todo o seu desenvolvimento e ciclo reprodutivo. Histologia pode ser considerada uma ferramenta poderosa, especialmente usada em conjunto com medidas de hormônios reprodutivos, outros fatores reprodutivos como a vitelogenina e estudos morfológicos (Blazer, 2002).

Numerosos estudos vêm demonstrando uma relação direta entre a carga de substâncias químicas no corpo d'água com os organoclorados em fêmeas grávidas e a concentração desses químicos nos ovos (Rolland, 2000). Portanto, uma avaliação da qualidade dos ovócitos pode ser um parâmetro utilizável em saúde reprodutiva. O tamanho dos folículos individuais, a aparência dos grânulos de vitelo e o diâmetro do envelope vitelínico são exemplos de fatores que podem ser avaliados histologicamente, como os próprios controles (Blazer, 2002).

Segundo McCain *et al.* (1988), as condições histopatológicas tendem a refletir efeitos crônicos, a longo prazo, e provêm pequena indicação de efeitos mais agudos que podem estar acontecendo em um ecossistema. De acordo com estes autores, a presença de condições patológicas em peixes não é muito provável como um indicador inicial de advertência dos níveis tóxicos de contaminantes do ambiente. Moore (1985) salientou que as respostas celulares induzidas por poluentes deveriam, na teoria, prover indicadores mais rápidos e altamente sensitivos de impacto ambiental.

Contaminantes ambientais com atividade estrogênica tem recebido atenção recentemente por causa de seus efeitos potenciais sobre a eficiência reprodutiva de seres humanos e dos animais. Miles-Richardson *et al.* (1999), estudando o efeito de estrógenos sobre características reprodutivas de *Pimephales promelas* observaram lesões histológicas nos testículos, incluindo proliferação das células de Sertoli e alterações degenerativas. Em fêmeas, estes autores observaram que a maioria dos folículos ovarianos encontravam-se na primeira fase de desenvolvimento. Houve também maior atresia folicular comparando-se a fêmeas não expostas a estrógenos.

Lesões histológicas, assim como doenças de peixes com uma ampla gama de etiologias, estão sendo usadas crescentemente como indicadores sensíveis e confiáveis da saúde e estresse ambiental em populações naturais de peixes, como tem sido demonstrado em diversos estudos norte-americanos e europeus (Bucke & Feist, 1993; Matthiessen *et al.*, 1993; Stentiford *et al.*, 2003). Esses dados histopatológicos são analisados, em parte, por apontamentos das frequências de várias categorias de doenças de peixes observadas em lâminas preparadas com tecidos destes animais (Pearce & Despres-Patanjo, 1988).

Kinne (1984) e Moraes *et al.* (2003) têm considerado que peixes modificados por estressores respondem com medidas compensatórias em nível molecular, subcelular, celular, endócrino, sanguíneo, de tecidos e de órgãos. Este tipo de alterações, assim como modificações na estrutura molecular, resposta imunológica e atividade enzimática podem subsequentemente exercer efeitos significantes no crescimento e sobrevivência dos organismos individuais e, indiretamente, na dinâmica da população e comunidade. Mudanças como estas, que ocorrem na bioquímica do organismo são bases para muitos efeitos nos mais altos níveis de organização biológica (Cairns *et al.*, 1993). Bengtsson *et al.* (1985), apontaram que a associação entre uma doença e poluição ambiental pode ser feita nos níveis mais baixos de organização biológica, como em indivíduos, órgãos, tecidos, células e organelas.

A histologia representa um método eficiente para detectar efeitos de irritantes, especialmente alguns crônicos, em vários tecidos e órgãos (Bernet *et al.*, 1999). Segundo estes autores, a histologia se constitui num método de rápida preparação do material a fim de que se possa observar e analisar os efeitos de irritantes e uma ótima ferramenta para se avaliar o grau de poluição, particularmente efeitos subletais e crônicos, servindo como um indicador da exposição a contaminantes.

Estudos histopatológicos têm sido conduzidos para avaliar os efeitos dos contaminantes na saúde de peixes no ambiente e para ajudar a estabelecer uma relação causal entre a exposição a substâncias tóxicas e as várias respostas biológicas (Schwaiger *et al.*, 1997; Flores-Lopes, 2006). Doenças em peixes e patologias, com uma variedade de etiologias, estão crescentemente sendo usadas como indicadores de estresse ambiental em função destas proverem um definitivo ponto final biológico do histórico de exposição a um

poluente (Matthiessen *et al.*, 1993). Alterações histopatológicas de órgãos específicos expressam condições e representam impactos endógenos e exógenos nos organismos que se originam de alterações nos menores níveis da organização biológicas (Blazer, 2002).

OBJETIVOS

O principal objetivo deste trabalho foi verificar se as assembléias de peixes podem ser utilizadas como indicadores de degradação ambiental no Delta do rio Jacuí, RS. Para tanto, foram testadas diferentes metodologias, a fim de fornecer resultados mais consistentes acerca do impacto sofrido nesta região.

Para tanto, foram seguidos os seguintes objetivos específicos:

- Utilizar índices ecológicos a fim de detectar quais os locais de maior degradação ambiental;
- Avaliar a estrutura das assembléias de peixes, detectando possíveis diferenças na composição, frequência e abundância das espécies de peixes nos diferentes pontos, numa escala espacial;
- Avaliar a influência dos parâmetros ambientais na estruturação das assembléias de peixes nos diferentes pontos e quais destes fatores são mais importantes em cada local estudado;
- Verificar se a frequência de anomalias morfológicas e de parasitos estão relacionadas à degradação ambiental;
- Adaptar um índice de integridade biótica para a região do Delta do Jacuí, a fim de avaliar a qualidade ambiental dos diferentes pontos de amostragem;
- Verificar os efeitos dos impactos sobre a alimentação e a reprodução das espécies *Cyanocharax alburnus* e *Gymnogeophagus gymnogenys*, além de descrever histologicamente as alterações nas gônadas destas espécies.

MATERIAIS E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

O DELTA DO RIO JACUÍ

O presente estudo foi desenvolvido na região do Delta do rio Jacuí (Figura 1), situado ao leste do estado do Rio Grande do Sul, região sul do Brasil, entre as coordenadas geográficas 29°53' a 30°03' de latitude Sul e 51°12' a 51°27' de longitude Oeste. Esta região faz parte da bacia hidrográfica do lago Guaíba (descrita posteriormente) e é formada pela confluência de quatro corpos hídricos importantes do Rio Grande do Sul, que são os rios Jacuí, Gravataí, Caí e Sinos. Pode-se dizer que a qualidade apresentada pelas águas do Delta é resultante da interação das características de cada rio formador, que se mostram mais marcantes próximos à foz, e que estão sujeitas a sensíveis alterações à medida que recebem, ao longo de seus cursos, contribuições cada vez maiores de carga poluentes (Bendati *et al.*, 2003). As águas que aportam no Delta, advindas da reunião dos rios formadores, e que já percorreram as principais regiões do Rio Grande do Sul com elevada urbanização e industrialização, certamente as torna comprometidas em termos ambientais.

O Delta do Jacuí originou-se da sedimentação deltaica resultante da descarga dos rios Jacuí, Gravataí, Sinos e Caí no lago Guaíba, apresentando elementos de relevo bastante complexos oriundos de diversas províncias morfoestruturais do estado do Rio Grande do Sul (Plandel, 1979). Ao se lançarem no Guaíba, esses rios passam a fazer a deposição seletiva do material leve, em geral silte, argila e alguma areia fina, que ainda transportam em suspensão, terminando por construir uma planura deltaica, caracterizada por uma série de ilhas, que têm seus terrenos entrecostados por um sistema de canais distribuidores das águas (Plandel, 1979). O Delta situa-se em uma zona relativamente complexa de encontro de diferentes formações rochosas oriundas das províncias morfoestruturais do Rio Grande do Sul, o que determina uma peculiaridade de suas águas.

Moreno (1961), a partir da classificação climática de Köppen (1948), classificou o clima do estado do Rio Grande do Sul como “clima temperado úmido com duas áreas climáticas, Cfa e Cfb”. Conforme este autor, Porto Alegre e, conseqüentemente, a região do Delta do Jacuí, encontram-se na área subtropical úmida sem estação seca, com temperatura

média anual de 19,2°C (máximas entre 29,6 e 36,9°C e mínimas entre 0,4 e 9,3°C). A umidade relativa média anual do ar de 76% e pluviosidade média anual de 117,4 mm.

No entanto, Maluf (2000) propôs uma nova classificação climática, onde o Rio Grande do Sul se localiza em uma região climaticamente intermediária entre a região temperada e a subtropical. Desta forma, a região do Delta do rio Jacuí localizada na Depressão Central do Estado foi categorizada por Maluf (2000) com o tipo climático ST UMv (subtropical com verões úmidos), onde a precipitação anual é menor que 1500 mm com períodos considerados de seca entre dezembro e fevereiro, com temperatura média do ar em torno 19,5°C.

A BACIA HIDROGRÁFICA DO LAGO GUAÍBA

As águas do Delta, escoando na direção norte-sul, formam o estuário do Guaíba, que se estende por 50 quilômetros, desde a Usina do Gasômetro até a laguna dos Patos. Com uma hidrodinâmica que lhe é peculiar, o lago Guaíba apresenta oscilações de níveis que são influenciadas pelos ventos, pelas forças de Coriolis e pelas marés em Rio Grande, entre outros, que determinam inversões de declividade e represamento das águas, observado até junto à foz dos formadores, chegando, inclusive adentrar no curso inferior do rio Gravataí (DNAEE, 1983; Fepam, 2008).

A bacia do lago Guaíba abrange o maior contingente populacional, a maior concentração de atividades econômicas do estado do Rio Grande do Sul e, conseqüentemente, o maior número de problemas ambientais. Dividida em oito sub-bacias, interligadas por grandes rios, é como uma corrente de águas que acumulam em seu leito os resíduos das diversas atividades da população (Dalto & Meneghetti, 1998). A bacia hidrográfica do lago Guaíba drena uma área de 85.950 quilômetros quadrados, sendo composta por descargas diretas dos rios Vacacaí-Jacuí, que contribuem com o maior volume de água (84,6%), Caí, Sinos, Gravataí e diversos arroios, que participam com 15,4% do volume de água (Vieira & Rangel, 1988).

A bacia hidrográfica do Guaíba situa-se na região nordeste do Rio Grande do Sul e corresponde a 30% da área total do Estado. É formada pelo território parcial ou total de 251

municípios, com uma população de 5.869.265 habitantes, o que representa 61% da população do Estado. A região metropolitana de Porto Alegre e uma faixa de municípios em direção a Caxias do Sul constituem o eixo mais urbanizado da bacia (Fepam, 2009).

As águas dos rios Gravataí, Sinos, Caí e Jacuí desembocam no Delta do Jacuí, formando o lago Guaíba que banha os municípios de Porto Alegre, Eldorado do Sul, Guaíba, Barra do Ribeiro e Viamão. Os principais impactos ambientais devem-se aos lançamentos de esgotos de Porto Alegre e das águas poluídas dos rios Gravataí e Sinos. As indústrias principais pertencem aos ramos de metalurgia, celulose e produtos alimentares (Fepam, 2009).

O lago Guaíba é um dos mais importantes recursos hídricos do Estado, apresentando nas suas imediações uma grande concentração urbana e industrial, recebendo diretamente ou através de seus afluentes diversas contribuições de poluentes por meio de despejos de efluentes industriais e domésticos (Malabarba *et al.*, 2004).

As formações vegetais originalmente existentes são a Floresta Ombrófila Mista (Floresta com Araucária), a Floresta Estacional e as Savanas (Campos). Grande parte desta vegetação foi suprimida ou alterada, restando áreas remanescentes nas encostas íngremes dos vales, especialmente dos rios Taquari-Antas e Jacuí.

PONTOS DE AMOSTRAGEM

Foram estabelecidos oito pontos de amostragem no Delta do rio Jacuí (Figura 1), sendo quatro nos rios formadores e quatro em diferentes áreas do lago Guaíba. A seguir, são descritos os locais de coleta:

- **DJ01:** Situado no município de Nova Santa Rita, na localidade conhecida como Ilha da Cabeçada, é o ponto no rio Jacuí mais distante de Porto Alegre (29°57'52,1"S e 51°21'13,6"W). O substrato é lodoso e a mata ciliar se encontra bastante preservada, havendo também presença de macrófitas aquáticas junto à margem. As coletas foram realizadas a uma profundidade de 0,5 a 1,5 metros (Figura 2).

O rio Jacuí contribui com 85% das águas formadoras do lago Guaíba. A economia da região do entorno caracteriza-se pelo uso intensivo do solo para agricultura e pecuária. A extração do carvão é intensa, causando significativo impacto ambiental, principalmente em Charqueadas e São Jerônimo. Outra característica é o uso intensivo do solo para pecuária e agricultura. No curso inferior, o Jacuí recebe influência indireta do Pólo Petroquímico de Triunfo, através do canal Santa Clara (Fepam, 2008).

- **DJ02:** Este ponto também situa-se no rio Jacuí, no município de Eldorado do Sul, ao lado de uma plantação de arroz, sendo observado um canal de irrigação para a lavoura (29°57'23,2"S e 51°19'39,6"W). O substrato é lodoso e a mata ciliar encontra-se razoavelmente preservada. A profundidade em que as coletas foram realizadas variou entre 1,0 e 1,5 metros (Figura 3).

- **DJ03:** Este ponto de amostragem está localizado no rio Caí, no município de Nova Santa Rita, próximo à fábrica de cimento Cimbagé (29°55'52,5"S e 51°16'24,6"W). O ponto onde as coletas foram realizadas está situado perto da foz deste rio no Delta do Jacuí. A vegetação do entorno encontra-se um pouco alterada, com muitos troncos de árvores caídos junto à margem e o substrato é lodoso. As coletas de peixes foram realizadas a uma profundidade média de 0,5 a 1,0 metros (Figura 4).

O grande volume de esgotos domésticos da região de Caxias do Sul é o responsável pelo maior impacto ambiental na bacia do rio Caí. O depósito de água da chuva fica prejudicado pelo relevo acidentado da região, impedindo a diluição dos resíduos e diminuindo a disponibilidade de água para as atividades agrícolas. Nas margens do trecho final do rio Caí, está localizado o Pólo Petroquímico do Sul, em Triunfo, e é considerado um potencial poluidor nesta região, além da contribuição dos agrotóxicos utilizados na cultura de morango, no município de Feliz resultando na maior concentração de produtos químicos da Região Hidrográfica do Guaíba (Fepam, 2008). A descarga das águas do rio Caí no Delta do Jacuí corresponde a 2,6 % do total das águas que este sistema recebe (Fepam, 2009).

- **DJ04:** As coletas neste ponto foram realizadas na localidade denominada Praia de Paquetá, no município de Canoas, próximo à foz do rio dos Sinos (29°56'02,1"S e 51°14'05,7"W). A área onde as amostragens foram feitas encontra-se muito degradada, praticamente sem vegetação no entorno, exceto na margem oposta do rio, onde observam-

se algumas gramíneas. Neste local de amostragem há bastante pressão antrópica, bastante lixo nas margens, além de esgoto correndo diretamente para o rio. O substrato é lodoso-pedregoso e as coletas foram realizadas a uma profundidade de 1,0 a 1,5 metros (Figura 5).

O rio dos Sinos é considerado o mais poluído da região, possuindo importante parque industrial, onde se destacam os ramos coureiro-calçadista, petroquímico e metalúrgico. A cobertura vegetal da bacia está muito reduzida, os remanescentes localizam-se, predominantemente, nas nascentes do rio dos Sinos e seus formadores. O trecho inferior, de Campo Bom até a foz no Delta do Jacuí é de grande concentração populacional e industrial, onde os principais arroios formadores drenam grandes centros urbanos (Fepam, 2009).

- **DJ05:** Situado na área central de Porto Alegre, este ponto, localizado no lago Guaíba (30°02'37,2"S e 51°14'09,4"W), está entre os locais fisicamente mais degradados dentre os demais. Praticamente sem vegetação, apenas com algumas formações esparsas de juncos e com substrato arenoso, as poluições pelos mais variados tipos de lixo e por esgoto são intensas. O substrato é arenoso e as coletas de peixes ocorreram a uma profundidade média de 1,0 metro (Figura 6).

As águas do lago Guaíba, de acordo com Bendati *et al.* (2003), Morandi & Bringhenti (1997) e Malabarba *et al.* (2004) recebem uma elevada carga de poluentes que são lançadas nos rios formadores do lago Guaíba e recebe ainda altas cargas de despejos domésticos e industriais que são lançados nas partes mais baixas do rio Sinos (Fepam, 1999) e na região central de Porto Alegre. Este conjunto de substâncias tóxicas e matéria orgânica que estão sendo lançados no lago Guaíba comprometem de alguma forma a qualidade da água. Este local de amostragem recebe uma elevada carga proveniente dos esgotos dos bairros centrais de Porto Alegre.

- **DJ06:** Este ponto localiza-se próximo ao canal de navegação no lago Guaíba, na região central de Porto Alegre (30°01'19,1"S e 51°14'34,7"W). A mata ciliar encontra-se bastante preservada, com presença de vegetação emergente, principalmente juncos e sarandis. O substrato é arenoso e as coletas ocorreram a uma profundidade de 1,0 a 1,5 metros (Figura 7).

- **DJ07:** Este ponto situa-se no município de Eldorado do Sul, próximo à BR 290, em localidade denominada Vila Esperança (30°00'53,40"S e 51°18'9,59"W). Apesar desta área estar localizada em uma região do lago Guaíba com certo isolamento (vide Figura 1), sem a descarga fluvial direta advinda dos rios formadores, este ponto encontra-se bastante degradado, com esgoto doméstico sendo jogado diretamente no corpo d'água. Há ausência quase que total de vegetação e o substrato é lodoso, com bastante deposição de matéria orgânica no fundo. Ao lado do ponto de coleta existe uma bomba de captação de água. A profundidade das coletas variou entre 0,5 e 1,5 metros (Figura 8).

- **DJ08:** Este ponto, também localizado no lago Guaíba, constitui um local bastante afastado da região central de Porto Alegre (Figura 1), atrás da Ilha da Pintada (30°00'53,8"S e 51°16'13,2"W). A vegetação marginal é razoavelmente preservada, no entanto, há bastante ação antrópica, uma vez que a área é bastante utilizada para pesca e recreação. O substrato é lodoso e a profundidade das coletas foi de 0,5 a 1,0 metros (Figura 9).

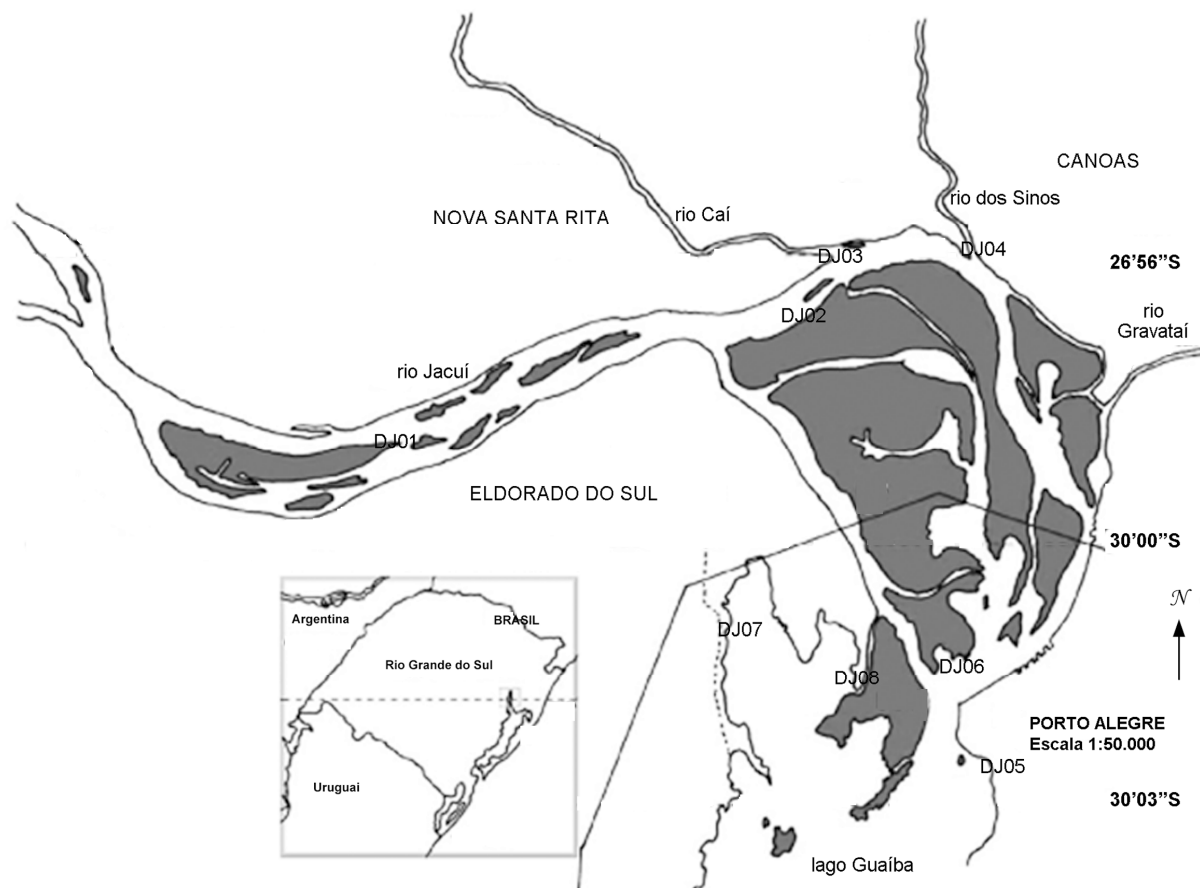


Figura 1: Mapa do Delta do rio Jacuí, no estado do Rio Grande do Sul, indicando os locais de coleta.



Figura 2: Ponto de amostragem no rio Jacuí, denominado DJ01.



Figura 3: Ponto de amostragem no rio Jacuí, próximo à plantação de arroz, denominado, DJ02. Seta indica a entrada para o canal de irrigação para a lavoura.



Figura 4: Ponto de amostragem no rio Caí, denominado DJ03. A seta indica uma fábrica de cimento.



Figura 5: Ponto de amostragem no rio dos Sinos (DJ04), na localidade denominada praia de Paquetá.



Figura 6: Ponto de amostragem no lago Guaíba, denominado DJ05. Seta indica a saída do arroio Dilúvio para o lago.



Figura 7: Ponto de amostragem no lago Guaíba, localizado na Ilha da Pólvora, denominado DJ06.



Figura 8: Ponto de amostragem no lago Guaíba, denominado DJ07. Seta indica uma bomba de captação de água.



Figura 9: Ponto de amostragem no lago Guaíba na localidade chamada Saco Santa Cruz (DJ08).

AMOSTRAGENS

As amostragens foram realizadas sazonalmente nos oito pontos do Delta do rio Jacuí, de junho de 2005 a março de 2007, totalizando oito coletas em cada ponto. Os exemplares de peixes foram capturados com redes de arrasto do tipo picaré (10 m x 1,5 m x 0,5 cm), sendo o esforço de captura padronizado em quatro arrastos de margem por ponto. Os exemplares foram separados, ainda em campo, de acordo com o ponto de coleta e fixados em solução de formalina a 10%.

Em campo foram tomados alguns dados abióticos (temperatura do ar e da água, condutividade, saturação de oxigênio e pH) que foram utilizados para complementar outros dados físico-químicos descritos a seguir.

Em laboratório, os exemplares foram identificados ao nível de espécie e conservados em álcool 70° GL. Posteriormente, foi realizada uma análise individual para verificação da presença de anomalias morfológicas, que foram classificadas e agrupadas de acordo com as categorias descritas por Malabarba & Goettens (1987) e Malabarba *et al.* (2004). Foi também analisada a presença de ectoparasitos em todos os indivíduos amostrados.

ANÁLISE DOS DADOS

ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA

Para a análise físico-química da água foram utilizados os parâmetros temperatura da água, temperatura do ar, pH, condutividade, oxigênio dissolvido, DBO, DQO, coliformes fecais e turbidez. No entanto, para os pontos Esperança e Saco Santa Cruz, não foram obtidos dados de DBO, DQO, coliformes fecais e turbidez, sendo assim, estes pontos não puderam constar nas análises estatísticas. A qualidade físico-química da água foi verificada através do enquadramento da média dos valores obtidos para cada parâmetro dentro das classes estabelecidas pela resolução 357 do CONAMA. Uma análise canônica de correspondência, descrita a seguir, foi realizada a fim de verificar quais parâmetros estariam influenciando na qualidade do corpo hídrico.

Os dados físico-químicos dos pontos localizados no lago Guaíba, no rio Caí (DJ03), e no ponto DJ02 (Jacuí) foram fornecidos pelo DMAE – Departamento Municipal de Água e Esgoto de Porto Alegre. Os dados do rio dos Sinos (DJ04) e do ponto DJ01 (Jacuí) foram fornecidos pela FEPAM – Fundação Estadual de Proteção Ambiental.

COMPOSIÇÃO DA ICTIOFAUNA

Constância de Ocorrência (Dajoz, 1983): A participação de determinada espécie na comunidade é fornecida através da constância de sua participação considerando o período total de amostragens e é calculada através da seguinte fórmula: $C = (P/Q) \times 100$, onde C = constância de ocorrência da espécie; P = número de amostras em que a espécie ocorreu; Q = número total de amostras.

Foram consideradas espécies constantes aquelas que estiverem presentes em mais de 50% dos meses amostrados; acessórias aquelas presentes de 25 a 50% inclusive e acidentais as inferiores a 25% (Malabarba *et al.*, 2004).

Curva do Coletor: Para verificar se os métodos de coleta empregados foram eficientes para a amostragem das espécies de peixes nos diferentes pontos, foi aplicada a curva do coletor, que relaciona o número de espécies acumuladas com as visitas realizadas ao campo. Segundo Cain (1938), a suficiência amostral é atingida quando um incremento de 10% no tamanho da amostra corresponde a um incremento de 10% ou menos no número de espécies coletadas. Foi também calculada a riqueza de espécies esperada, através do estimador Jackknife (Colwell, 2000). A curva do coletor e a riqueza de espécies foram calculados através do software EstimateS 7.51.

Análise de Agrupamento: Para verificar a similaridade na composição das espécies entre os locais de amostragem, foi aplicado um teste de dissimilaridade através da distância de Bray-Curtis e o método de aglomeração de Ward.

Para complementar os resultados da análise de cluster, foi utilizado uma análise de similaridade (ANOSIM), uma ferramenta não-paramétrica proposta por Clarke (1993), a fim de verificar se há uma diferença significativa na composição entre as espécies de peixes nos diferentes locais de amostragem. Foi utilizada a distância de Bray-Curtis para obter uma matriz dissimilaridade.

As análises acima foram realizadas através do programa estatístico XLSTAT Versão 2008.6.05.

Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrica (MDS): A estruturação quantitativa da comunidade foi investigada através da análise de escalonamento multidimensional não métrica (MDS), uma técnica de ordenação que pode ser aplicada a várias situações ecológicas, cujo cálculo é baseado em uma matriz de dissimilaridade ou de similaridade (Clarke & Warwick, 1994). O coeficiente de similaridade de Bray-Curtis foi aplicado para a matriz de abundância de cada espécie encontrada em cada ponto de amostragem. A MDS calcula a distorção, ou *stress*, entre a matriz de similaridade e a ordenação produzida na representação gráfica dos eixos. Esta análise foi calculada através do Programa Past (Hammer *et al.*, 2001).

Análise Canônica de Correspondência (ACC): A abundância dos dados de espécies que ocorreram os oito pontos de amostragem e os descritores físico-químicos da água (fatores abióticos) foi utilizada em uma análise de correspondência canônica (ACC), calculada através do programa computacional Canoco for Windows 4.5 (Ter Braak & Smilauer, 2002). Este é um dos melhores métodos para análise direta do gradiente em ecologia de comunidades (Ter Braak, 1986), por descrever as maiores tendências na distribuição de espécies e fatores ambientais correlatos. A ACC permite representar simultaneamente a ordenação espacial de amostras, espécies e variáveis ambientais, que mostram como o ótimo da comunidade varia de acordo com o ambiente (Ter Braak & Smilauer, 2002). Nesta análise os dados de abundância de espécies também transformados [$\lg(Ay+B)$]. A significância dos descritores ambientais foi avaliada através de uma “forward selection”, permanecendo na análise somente os descritores temperatura do ar, temperatura da água,

DBO, condutividade e turbidez. A estabilidade e o significado da ACC foram avaliados através do teste de Monte Carlo, um teste não paramétrico que permite a validação da variância encontrada frente à variância simulada em 499 permutações.

Para as análises multivariadas foram excluídas dos cálculos as espécies com menos de 20 indivíduos ou que não foram frequentes entre os pontos de amostragem.

Diversidade de espécies de Shannon & Wiener (Pielou,1975), dada pela seguinte fórmula: $H' = - \sum (p_i \cdot \log_2 p_i)$, onde p_i = proporção da espécie i ao total capturado.

Grau de dominância de Simpson (Pielou, 1975) determinado através da seguinte fórmula: $D = \frac{1}{\sum p_i^2}$, onde p_i = proporção da espécie i na comunidade.

Equitabilidade ou uniformidade Pielou (1975), que avalia a distribuição dos indivíduos entre as espécies presentes, calculada através da fórmula: $E = H' / H_{\text{máx.}}$, onde $H_{\text{máx.}} = \log_2 S$ (número de espécies).

Para testar se os índices acima (H' , D e E) apresentam diferenças significativas entre os locais de coleta, foi aplicada uma análise de variância (ANOVA one-way), com aplicação do teste *a posteriori* de Tukey, que faz comparações par a par de amostras. O teste de Kruskal-Wallis também foi utilizado, com o teste *a posteriori* de Mann-Whitney, com correção de Bonferroni. Estes testes foram realizados através do software Past (Hammer *et al.*, 2001).

ÍNDICE DE QUALIDADE INTEGRADO (IQ)

Este índice foi calculado como descrito por Bruschi Jr. *et al.* (2000), a fim de auxiliar na avaliação da qualidade dos ambientes estudados através da taxocenose de peixes. Para o cálculo do IQ foi utilizado o número total de indivíduos por local de amostragem (n), o número de espécies (s) e o índice de diversidade (H'). Estas três medidas foram

transformadas em proporções de zero a um através da divisão de seus valores pelo maior valor obtido entre as amostras. Os resultados foram agrupados em intervalos de classe, para classificação das categorias (Alta, Média e Baixa qualidade), que foram estabelecidas realizando-se uma diminuição entre o maior valor do menor valor, sendo o resultado dividido por três.

ANOMALIAS MORFOLÓGICAS

As anomalias observadas compreendem deformidades físicas (displasias) e tumores (neoplasias) observados externamente nos olhos, pele, escamas, coluna vertebral, ossos do crânio e nadadeiras. No registro de anomalias não foram consideradas alterações morfológicas causadas pelo manuseio, captura ou agressão de outros organismos e pequenas torções de raios de nadadeiras, pela possibilidade de serem causadas por amputação e novo crescimento de parte ou toda a nadadeira.

Diferentes contaminantes podem ocasionar respostas diversas em um mesmo organismo, agindo sobre tecidos ou órgãos distintos e particulares. Sendo assim, ocorrências de displasias ou neoplasias são também registradas e analisadas separadamente de acordo com o órgão ou tecido afetado, sendo classificadas e agrupadas nas categorias descritas abaixo, segundo Malabarba & Goetteims (1987) e Malabarba *et al.* (2004):

A - displasias ósseas: identificadas pela mudança de forma de estruturas ósseas (atrofia, torção, deformação, hipertrofia):

a1 - displasia dos ossos operculares. Incluem deformações físicas relacionadas aos ossos operculares.

a2 - displasia dos ossos maxilo-mandibulares. Incluem deformações físicas observadas nos ossos da boca (dentário, pré-maxilar e maxilar deformados ou atrofiados).

a3 - displasia dos ossos ventrais da cabeça. Inclui torção e atrofia dos ossos da região branquiostegal.

a4 - displasia dos raios e espinhos das nadadeiras. Foram consideradas todas as deformações físicas observadas em raios e espinhos, exceto torções simples de raios moles.

a5 - outras displasias ósseas.

B - Tumores (neoplasias):

b1 - observados em tecidos ósseos (raios de nadadeiras, placas ósseas de cascudos, etc.

C - Deformações da coluna vertebral:

c1 - Cifose, lordose, escoliose. Identificados pelo desvio dorsal, ventral ou lateral da coluna vertebral.

D - Olhos: atrofia da pupila, hipofthalmia e displasias dos tecidos oculares.

PARASITOS

Para análise da influência dos parasitos sobre as assembléias de peixes, foi calculada a prevalência, que é dada pelo número de hospedeiros infestados com um ou mais indivíduos de parasitos, dividido pelo número de hospedeiros examinados e expressa em percentual (Margolis *et al.*, 1982).

Para verificar a associação entre as frequências de anomalias e os locais amostrados foi aplicado o teste Qui-Quadrado para tabelas de contingência (Zar, 1999). Os dados obtidos constituem-se nas frequências absolutas de indivíduos de cada espécie portadores de alguma anomalia morfológica. O teste Qui-Quadrado simples foi aplicado às frequências de parasitos por ponto de amostragem.

ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA (IIB)

O Índice de Integridade Biótica, originalmente proposto por Karr (1981), e que foi adaptado no presente estudo, baseou-se em doze atributos da comunidade de peixes e teve como objetivo a avaliação dos efeitos da alteração da biota aquática.

Muitos estudos desenvolvidos em várias partes do mundo utilizaram atributos biológicos já bem estabelecidos (Karr *et al.*, 1986; Miller *et al.*, 1988; Oberdorff & Hughes, 1992; Lyons *et al.*, 1995; Roth *et al.*, 2000; Araújo, 1998; Ganasan & Hughes, 1998; Kamdem Toham & Teugels, 1999; McCormick *et al.*, 2001); no entanto não se pode garantir que esses sejam os melhores indicadores para diagnosticar a integridade de ictiofauna da região. Devido às diferenças regionais, as adaptações do IIB podem solicitar a modificação de alguns parâmetros, principalmente os mais específicos com relação à classificação sistemática da fauna, mas sem alterar o princípio básico desse método de monitoramento (Terra, 2004). As principais modificações ao IIB original (Karr, 1981) são apresentadas a seguir (Quadro I), bem como as respostas à degradação ambiental, segundo Terra (2004) e através da observação pessoal.

Quadro I: Atributos originais e adaptados do Índice de Integridade Biótica, com a resposta dada por cada um à degradação ambiental.

Atributos Originais (Karr, 1981)	Atributos Adaptados	Resposta à Degradação
Composição e Riqueza de Espécies	Composição e Riqueza de Espécies	
1- Número de espécies nativas	1- Número total de espécies	diminui
2- Número de espécies "Suckers"	2- Percentual de espécies territorialistas	diminui
3- Proporção de "Green Sunfish"	3- Percentual de espécies raspadoras	diminui
4- Número e identidade de espécies intolerantes	4- Percentual de espécies com cuidado parental	diminui
Abundância	Abundância	
5- Número de indivíduos na amostra	5- Número de indivíduos	diminui
Guildas Tróficas	Guildas Tróficas	
6- Proporção de Carnívoros de Topo	6- Percentual de Carnívoros	diminui
7- Proporção de Omnívoros	7- Percentual de Omnívoros	umenta
8- Proporção de Cyprinídeos Insetívoros	8- Percentual de Invertívoros	diminui
Posição na Coluna D'água	Posição na Coluna D'água	
9- Número de espécies de "Sunfish" ou espécies da coluna d'água (exceto "Green Sunfish")	9- Número de espécies Nectônicas	diminui
10- Número de espécies "Darters" ou bentônicas	10- Número de espécies Bentônicas	diminui
Condição de Saúde	Condição de Saúde	
11- Proporção de Híbridos	11- Percentual de indivíduos com ectoparasitos	umenta
12- Proporção de indivíduos com doenças	12- Percentual de indivíduos com doenças e anomalias	umenta

Em função de não serem identificados ambientes sem que ocorresse algum tipo de impacto, não foi possível estabelecer neste estudo um ponto referência de qualidade ambiental, sendo os escores 5 (melhor qualidade), 3 (média qualidade) e 1 (baixa qualidade) obtidos da seguinte maneira: foi realizada uma diminuição entre o valor máximo e o valor mínimo obtido para cada parâmetro. O resultado foi então dividido por três para estabelecimento das categorias (Karr *et al.*, 1986; Araújo, 1998a e b e Flores-Lopes, 2006). Para os atributos que indicam melhor qualidade ambiental, os valores mais baixos correspondem a 1, os intermediários a 3 e os mais altos a 5. Para os atributos que indicam pior qualidade ambiental, os valores mais baixos correspondem a 5, os intermediários a 3 e os mais altos a 1. O valor do IIB para cada ponto é dado pelo somatório dos escores obtidos para cada atributo em cada local de amostragem. A interpretação dos valores do IIB é feita através do enquadramento da soma desses escores numa escala de intervalos que remete a grau de integridade biótica com características relativas à ictiofauna. Na versão original Karr (1981) define qualitativamente seis classes de integridade biótica, onde a qualidade varia de ‘ausência de peixes’ a ‘condições excelentes’. Os ambientes avaliados neste estudo foram descritos em quatro classes de qualidade de água: bom, regular, pobre e muito pobre (Quadro II), modificadas a partir de Karr *et al.* (1986) e Roth *et al.* (2000).

A primeira modificação está relacionada à substituição do *número de espécies nativas* por *número total de espécies*, uma vez que ocorre apenas uma espécie exótica nos ambientes estudados (*Tilapia rendalli*). O cálculo dos escores foi baseado no número de espécies amostradas durante o período de estudo. O segundo atributo, *número de espécies “sucker”*, foi substituído pelo *percentual de espécies raspadoras*, de acordo com Harris & Silveira (1999), uma vez que estas espécies tornam o índice mais sensível a mudanças na geomorfologia do rio através de especializações destes peixes ao habitat. O atributo *proporção de espécies “gren-sunfish”*, que não são observadas na região do Delta do rio Jacuí, foi substituído pelo *percentual de espécies territorialistas*. Neste estudo assume-se que um ambiente mais equilibrado possui um percentual maior de indivíduos territorialistas, indicando um ambiente de melhor qualidade ambiental.

Os atributos *número de indivíduos*, *percentual de carnívoros*, *percentual de omnívoros*, *número de espécies nectônicas*, *número de espécies bentônicas* e *percentual de indivíduos com doenças ou anomalias* foram utilizados sem alterações.

Quadro II: Classes de Integridade Biótica com suas respectivas pontuações, adaptadas para o Delta do rio Jacuí, RS.

Classes de Integridade (Pontuação)	Atributos
Boa (45 - 60)	Comparável às condições naturais e considerados minimamente impactados. Espécies nativas apresentando várias classes de tamanho; estrutura trófica balanceada.
Regular (36 - 44)	Redução da riqueza de espécies, um tanto abaixo da expectativa, especialmente devido à perda das formas mais intolerantes, algumas espécies com distribuição de abundância ou de tamanho inferior ao ótimo; estrutura trófica mostra alguns sinais de estresse.
Pobre (25 - 35)	Sinais de deterioração adicionais com menos formas intolerantes, estrutura trófica mais alterada (por exemplo, aumento da freqüência de omnívoros); classes maiores de idade de predadores podem ser raras.
Muito Pobre (0 - 24)	Dominada por omnívoros, espécies tolerantes à poluição em hábitat; poucos carnívoros; espécies híbridas e/ou doentes sempre presentes.

Fonte: modificado a partir de Karr *et al.*, (1986) e Roth *et al.*, (2000).

O atributo *proporção de Cyprinídeos insetívoros* foi substituído pelo *percentual de invertívoros*. O atributo *proporção de híbridos* foi substituído pelo *percentual de indivíduos com ectoparasitos* (Araújo, 1998). Por fim, como existe uma grande falta de informações sobre a tolerância de espécies neotropicais aos diferentes fatores que podem influenciar a condição do ambiente, o atributo *número de espécies intolerantes* foi substituído pelo *percentual de espécies com cuidado parental*.

O Quadro III apresenta as espécies de peixes coletadas com algumas características utilizadas para determinação dos atributos. As informações constantes nessa tabela foram retiradas basicamente dos trabalhos de Flores-Lopes (2006) e Saccol-Pereira (2008), da comunicação pessoal com Luiz R. Malabarba e Tatiana S. Dias, além de experiência pessoal.

Quadro III: Classificação das espécies coletadas no Delta do rio Jacuí, de acordo com o cuidado parental, guildas tróficas, presença ou não de territorialismo e posição na coluna d'água.

Família/Espécies	Cuidado parental	Guildas tróficas	Territorialistas	Posição na coluna d'água
CHARACIFORMES				
Anostomidae				
<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1836)	Não	Herbívoro	Não	Nectônico
<i>Schizodon jacuiensis</i> Bergman, 1988	Não	Herbívoro	Não	Nectônico
Characidae				
<i>Aphyocharax anisitsi</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	Não	Invertívoro	Não	Nectônico
<i>Astyanax eigenmanniorum</i> (Cope, 1894)	Não	Invertívoro	Não	Nectônico
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	Não	Invertívoro	Não	Nectônico
<i>Astyanax jacuhiensis</i> (Cuvier, 1819)	Não	Invertívoro	Não	Nectônico
<i>Astyanax</i> sp.	Não	Invertívoro	Não	Nectônico
<i>Bryconamericus iheringii</i> (Boulenger, 1887)	Não	Invertívoro	Não	Nectônico
<i>Cheirodon ibicuihensis</i> Eigenmann, 1915	Não	Herbívoro	Não	Nectônico
<i>Cheirodon interruptus</i> (Jenyns, 1842)	Não	Herbívoro	Não	Nectônico
<i>Cyanocharax alburnus</i> (Hensel, 1870)	Não	Invertívoro	Não	Nectônico
<i>Diapoma speculiferum</i> Cope, 1894	Não	Invertívoro	Não	Nectônico
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i> (Boulenger, 1887)	Não	Invertívoro	Não	Nectônico
<i>Oligosarcus jenynsii</i> (Günther, 1864)	Não	Carnívoro	Não	Nectônico
<i>Oligosarcus robustus</i> Menezes, 1969	Não	Carnívoro	Não	Nectônico
<i>Pseudocorynopoma doriae</i> Perugia, 1891	Não	Invertívoro	Sim	Nectônico
<i>Serrapinnus calliurus</i> (Boulenger, 1900)	Não	Herbívoro	Não	Nectônico
Crenuchidae				
<i>Characidium tenue</i> (Cope, 1894)	Não	Invertívoro	Não	Nectônico
<i>Characidium zebra</i> Eigenmann, 1909	Não	Invertívoro	Não	Nectônico
Curimatidae				
<i>Cyphocharax spilodus</i> (Vari, 1987)	Não	Detritívoro	Não	Nectônico
<i>Cyphocharax voga</i> (Hensel, 1870)	Não	Detritívoro	Não	Nectônico
Erythrinidae				
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Não	Carnívoro	Não	Nectônico
Prochilodontidae				
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)	Não	Herbívoro	Não	Nectônico
SILURIFORMES				
Aspredinidae				
<i>Bunocephalus</i> sp.	Não	Omnívoro	Não	Bentônico
Callichthyidae				
<i>Corydoras paleatus</i> (Jenyns, 1842)	Não	Omnívoro	Não	Bentônico
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	Não	Omnívoro	Não	Bentônico
Heptapteridae				
<i>Pimelodella australis</i> Eigenmann, 1917	Não	Omnívoro	Não	Bentônico
Loricariidae				
<i>Hisonotus</i> sp.	Não	Raspador	Não	Bentônico
<i>Hypostomus aspilogaster</i> (Cope, 1894)	Sim	Raspador	Não	Bentônico
<i>Hypostomus commersoni</i> Valenciennes, 1836	Sim	Raspador	Não	Bentônico
<i>Loricariichthys anus</i> (Valenciennes, 1836)	Sim	Raspador	Não	Bentônico
<i>Otocinclus flexilis</i> Cope, 1984	Não	Raspador	Não	Bentônico
<i>Rineloricaria cadeae</i> (Hensel, 1868)	Sim	Raspador	Sim	Bentônico
<i>Rineloricaria strigilata</i> (Hensel, 1868)	Sim	Raspador	Sim	Bentônico
Pimelodidae				
<i>Parapimelodus nigribarbis</i> (Boulenger, 1889)	Não	Invertívoro	Não	Bentônico
<i>Pimelodus maculatus</i> La Cépède, 1803	Não	Omnívoro	Não	Bentônico
Pseudopimelodidae				
<i>Microglanis cottoides</i> (Boulenger, 1891)	Não	Omnívoro	Não	Nectônico
Trichomycteridae				
<i>Homodiaetus anisitsi</i> Eigenmann & Word, 1907	Não	Carnívoro	Não	Bentônico

Quadro III: continuação...

Família/Espécies	Cuidado parental	Guildas tróficas	Territorialistas	Posição na coluna d'água
PERCIFORMES				
Cichlidae				
<i>Australoheros facetum</i> (Jenyns, 1842)	Sim	Omnívoro	Sim	Nectônico
<i>Crenicichla lepidota</i> Heckel, 1840	Sim	Carnívoro	Sim	Nectônico
<i>Crenicichla punctata</i> Hensel, 1870	Sim	Carnívoro	Sim	Nectônico
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Sim	Omnívoro	Sim	Nectônico
<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i> (Hensel, 1870)	Sim	Omnívoro	Sim	Nectônico
<i>Gymnogeophagus labiatus</i> (Hensel, 1870)	Sim	Omnívoro	Sim	Nectônico
<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i> (Hensel, 1870)	Sim	Omnívoro	Sim	Nectônico
<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897)	Sim	Omnívoro	Sim	Nectônico
Gobidae				
<i>Ctenogobius shufeldti</i> (Jordan & Eigenmann, 1886)	Não	Invertívoro	Não	Bentônico
Sciaenidae				
<i>Pachyurus bonariensis</i> Steindachner, 1879	Não	Omnívoro	Não	Nectônico
CLUPEIFORMES				
Clupeidae				
<i>Platanichthys platana</i> (Regan, 1917)	Não	Invertívoro	Não	Nectônico
Engraulidae				
<i>Lycengraulis grossidens</i> (Spix & Agassiz, 1892)	Não	Invertívoro	Não	Nectônico
ATHERINIFORMES				
Atherinopsidae				
<i>Odontesthes humensis</i> de Buen, 1953	Não	Carnívoro	Não	Nectônico
<i>Odontesthes</i> sp. (jovens)	Não	Invertívoro	Não	Nectônico
CYPRINODONTIFORMES				
Anablepidae				
<i>Jenynsia multidentata</i> (Jenyns, 1842)	Não	Invertívoro	Não	Nectônico
Poeciliidae				
<i>Phalloceros caudimaculatus</i> (Hensel, 1868)	Não	Invertívoro	Não	Nectônico
GYMNOTIFORMES				
Sternopygidae				
<i>Eigenmania trilineata</i> López & Castello, 1966	Sim	Invertívoro	Não	Nectônico

ANÁLISE POPULACIONAL

A análise populacional foi realizada para as espécies *Cyanocharax alburnus* e *Gymnogeophagus gymnogenys*, pois estas foram as mais abundantes e frequentes na maioria dos pontos de amostragem. Por pertencerem a grupos taxonômicos diferentes, estas espécies podem responder diferentemente às variações ambientais (alterações).

ALIMENTAÇÃO

Para a análise da dieta de *Cyanocharax alburnus* e *Gymnogeophagus gymnogenys* foram selecionados aleatoriamente, quando o número amostral permitiu, 30 indivíduos de cada espécie por coleta, para cada ponto de amostragem. Para tanto, foram utilizados os valores médios sazonais dos índices de Repleção (IR) e Hepatosomático (IHS), que são representados pelo percentual do peso do órgão em relação ao peso total dos peixes e foram calculados segundo as fórmulas adaptadas de Santos (1978): $IR = We \times 100/Wt$ e $IHS = Wf \times 100/Wt$ onde *We* corresponde ao peso do estômago, *Wf* ao peso do fígado e *Wt* corresponde ao peso total.

O fator de condição relativo (FCR) (Le Cren, 1951) também foi calculado, sendo determinado através da equação: $Kn = Wo/We$, onde *Wo* = peso observado e *We* = peso esperado.

Foram selecionados 15 estômagos cheios de cada espécie/coleta/ponto para análise do conteúdo estomacal. Os estômagos foram dissecados e os itens alimentares foram classificados com o auxílio de um estereomicroscópio até a menor categoria taxonômica possível, conforme Needhan & Needhan (1978) e Borrer & DeLong (1988).

Na análise quali-quantitativa dos conteúdos estomacais foram aplicados os métodos de Frequência de Ocorrência (FO) (Hynes, 1950), que considera a proporção entre o número de vezes em que o item ou categoria alimentar esteve presente nos conteúdos estomacais, e o número total de estômagos com alimento e a Composição Percentual (CP%) por pontos (Hynes, 1950), onde CP% equivale ao percentual de pontos de cada item (volume) em relação ao total de pontos de todos dos conteúdos gástricos (cada mm² ocupado pelo item

alimentar equivaleu a um ponto). Para esta última análise, os itens alimentares foram agrupados em categoria taxonômicas e/ou ecológicas mais amplas. Os resultados destas análises foram complementados pelo método gráfico de Costello (1990), utilizando a distribuição dos percentuais de ocorrência e volume de cada uma das categorias alimentares. As duas diagonais do gráfico representam a importância dos itens consumidos por *C. alburnus* e *G. gymnogenys* em cada um dos pontos de amostragem. Os alimentos dominantes foram aqueles cujos pontos estiveram distribuídos acima de 50% de ocorrência e volume (Oliveira & Bennemann, 2005). Esta análise permitiu uma compreensão mais ampla da dieta, tornando possíveis as comparações entre a alimentação nos diferentes pontos de amostragem.

Para a interpretação dos resultados foi realizada uma análise cluster através da distância de Bray-Curtis, utilizando o método de aglomeração de Ward, utilizando os dados de composição percentual dos itens alimentares consumidos pelas duas espécies em cada ponto de amostragem. Esta análise foi realizada através do programa estatístico XLSTAT Versão 2008.6.05.

Aos valores do IR, IHS, FCR e CP foi aplicada uma ANOVA, para detectar possíveis diferenças alimentares entre os pontos de coleta, através do programa Past (Hammer *et al.*, 2001).

REPRODUÇÃO

Foi calculado o Índice Gonadossomático (IGS) para ambas as espécies, a fim de detectar possíveis variações no período reprodutivo entre os pontos de coleta. Para tanto, foi retirada uma sub-amostra aleatória de 30 indivíduos por ponto de coleta de cada uma das duas espécies (quando o número amostral permitiu), os quais foram pesados (peso total) e dissecados para análise e pesagem das gônadas. Através da análise macroscópica das gônadas, foram estabelecidos o sexo dos indivíduos e o estágio de desenvolvimento dos testículos e ovários. O IGS foi estimado através da fórmula adaptada de Santos (1978): $IGS =$

$Wg \times 100/Wt$, onde Wg = peso da gônada e Wt = peso total do peixe. Após, foi obtido um valor médio sazonal do IGS para machos e fêmeas de cada ponto de coleta.

Para o cálculo do IGS não são considerados os indivíduos imaturos devido a estes não participarem do período reprodutivo e não sofrerem ainda as transformações morfológicas e fisiológicas nas gônadas.

Foram ainda selecionadas, quando possível, cinco fêmeas maduras com os maiores índices gonadossomáticos (IGS), por ponto de coleta para cada espécie. Os ovários foram colocados em solução de Gilson modificada até a total dissociação dos ovócitos. Após foi realizada a contagem total de ovócitos, para estimativa da fecundidade absoluta (número absoluto de ovócitos). Foi também calculada a fecundidade relativa das espécies através do número de ovócitos vitelinados por miligrama de peso das fêmeas, conforme Adebisi (1987).

Destas mesmas gônadas utilizadas para o cálculo da fecundidade retirou-se uma subamostragem aleatória de 150 ovócitos. Foram medidos os maiores diâmetros desses ovócitos com o auxílio de um estereomicroscópio acoplado a uma ocular milimetrada (Vazzoler, 1996). Estas medidas foram obtidas com o auxílio de estereomicroscópio acoplado à ocular milimetrada.

Para verificar possíveis diferenças significativas no IGS entre os pontos de amostragem, foi aplicada uma ANOVA a variação sazonal deste índice. O teste de Kruskal-Wallis foi aplicado aos dados de fecundidade absoluta e relativa e às medidas de tamanho dos ovócitos. Estes testes foram calculados através do programa Past (Hammer *et al.*, 2001).

ANÁLISE HISTOLÓGICA DE GÔNADAS

Para a descrição histológica das gônadas, foram utilizados exemplares das espécies *Cyanocharax alburnus* e *Gymnogeophagus gymnogenys*, coletados nos oito pontos de amostragem. Foram utilizados, quando possível, quatro indivíduos de cada espécie (dois machos e duas fêmeas) que foram amostrados em cada ponto de coleta.

Para análise histológica do material foi utilizada a técnica de rotina de desidratação em álcool etílico para impregnação e inclusão em glicol-metacrilato (resina). Os cortes foram realizados em um micrótomo com espessura de quatro ou cinco micrômetros e corados com azul de toluidina.

RESULTADOS

PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

Os valores médios dos parâmetros físico-químicos encontram-se na Tabela I. De acordo com o enquadramento destes valores obtidos em cada ponto (Tabela II) foi possível verificar que os locais de melhor qualidade de água foram DJ01, DJ02, DJ03 e DJ06, pois foram enquadrados na classe 1 do CONAMA para os parâmetros DBO e oxigênio dissolvido (OD) e na classe 2 para coliformes fecais. A Foz do Dilúvio (DJ05) foi o ponto com pior qualidade em suas águas, uma vez que se enquadrou na classe 4 para coliformes fecais e DBO e na classe 3 para OD. O ponto DJ04 também não apresentou boa qualidade em suas águas, enquadrando-se na classe 4 para coliformes e OD e classe 2 para DBO. Os pontos DJ07 e DJ08, enquadraram-se na classe 4 para o parâmetro OD, os outros descritores não foram analisados pois não houve coleta destes dados nestes dois pontos. Todos os pontos analisados (exceto DJ07 e DJ08) enquadraram-se na classe 1 para o parâmetro turbidez.

O maior valor de condutividade foi observado no ponto DJ05, seguido do ponto DJ04. Os pontos DJ02 e DJ06 apresentaram os menores valores para a condutividade. As maiores temperaturas foram observadas nos pontos DJ08, DJ07 e DJ01, respectivamente. Quanto à turbidez, os pontos DJ02, DJ04 e DJ06 apresentaram os maiores valores.

Tabela I: Valores médios dos parâmetros físico-químicos, por pontos de amostragem, obtidos entre junho de 2005 e março de 2007 no Delta do rio Jacuí.

Pontos/Parâmetros	Colif. fecais	Condut.	DBO	DQO	OD	pH	Temp. água	Temp. ar	Turbidez
DJ01	433,00	61,19	1,00	14,50	6,95	7,25	25,01	25,81	23,50
DJ02	469,47	52,92	0,87	11,16	7,91	7,23	21,89	21,66	37,23
DJ03	340,45	104,91	1,54	13,32	6,54	7,00	21,74	22,04	26,94
DJ04	2607,86	142,80	3,09	18,70	3,12	6,90	22,29	22,85	35,46
DJ05	218714,29	336,37	19,00	37,57	4,05	7,16	21,07	21,00	13,51
DJ06	560,53	53,99	0,88	14,51	7,78	7,18	21,72	22,80	33,77
DJ07	-	59,60	-	-	1,26	6,94	25,54	26,00	-
DJ08	-	56,80	-	-	0,93	7,41	26,06	26,33	-

Tabela II: Enquadramento da qualidade da água no Delta do rio Jacuí, de acordo com a resolução 357 do CONAMA.

Pontos/Parâmetros	Colif. fecais	DBO	OD	Turbidez
DJ01	2	1	1	1
DJ02	2	1	1	1
DJ03	2	1	1	1
DJ04	4	2	4	1
DJ05	4	4	3	1
DJ06	2	1	1	1
DJ07	-	-	4	-
DJ08	-	-	4	-

COMPOSIÇÃO DA ICTIOFAUNA

Foram capturados 13334 exemplares de peixes, estando estes distribuídos em sete ordens, 22 famílias e 55 espécies (Tabela III). As ordens mais representativas em número de espécies foram os Characiformes (41,8%), Siluriformes (27,3%) e Perciformes (18,2%), tanto no Delta como um todo (Figura 10), como analisando os pontos de amostragem separadamente (Figura 11). Estas ordens são representadas principalmente pelas famílias Characidae (27,3%), Loricariidae (12,7%) e Cichlidae (14,5%), respectivamente.

Do total de indivíduos capturados, cinco espécies corresponderam a 68,7%, sendo elas: *Astyanax jacuhiensis* (20,2%), *Cyanocharax alburnus* (19,3%), *Astyanax fasciatus* (11,1%), *Corydoras paleatus* (10,8%) e *Gymnogeophagus gymnogenys* (7,4%) (Figura 12). Dentre estas espécies, *A. jacuhiensis*, *C. alburnus* e *A. fasciatus* foram consideradas constantes, ou seja, ocorreram em todos os pontos amostrados. *Gymnogeophagus gymnogenys* só não foi constante no ponto DJ05 e DJ06 (no lago Guaíba) e *C. paleatus* que foi constante somente nos pontos DJ01, DJ02 e DJ04 (nos rios formadores).

Alguns pontos de amostragem apresentaram espécies exclusivas, como: DJ01 (*Astyanax* sp., *Homodiaetus anisitsi* e *Schizodon jacuiensis*); DJ02 (*Eigenmannia trilineata*); DJ04 (*Australoheros facetum*, *Leporinus obtusidens* e *Prochilodus lineatus*); DJ05

(*Odontesthes humensis*); DJ06 (*Characidium tenue*) e DJ08 (*Ctenogobius shufeldti* e *Phalloceros caudimaculatus*). Os pontos DJ03 e DJ07 não apresentaram nenhuma espécie exclusiva. As espécies *Astyanax* sp., *A. facetum*, *Bunocephalus* sp., *Crenicichla lepidota*, *E. trilineata*, *Gymnogeophagus rhabdotus*, *Hisonotus* sp., *H. anisitsi*, *Hoplosternum littorale*, *L. obtusidens*, *Microglanis cottoides*, *Otocinclus flexilis*, *Parapimelodus nigribarbis* e *S. jacuiensis* ocorreram somente nos pontos localizados nos rios formadores do Delta do rio Jacuí. Já as espécies *Characidium tenue*, *Ctenogobius shufeldti*, *O. humensis* e *P. caudimaculatus* foram coletadas apenas nos pontos localizados no lago Guaíba (Tabela I). Os locais de amostragem que apresentaram o maior percentual de indivíduos coletados foram os pontos DJ08 (21,1%), DJ01 (16,4%), DJ02 (16,4%) e DJ04 (13,8%), respectivamente.

Tabela III: continuação...

Família/Espécies	Abreviações	DJ01	DJ02	DJ03	DJ04	DJ05	DJ06	DJ07	DJ08	Total
PERCIFORMES										
Cichlidae										
<i>Australoheros facetum</i> (Jenyns,1842)	<i>Au. fa.</i>	-	-	-	2	-	-	-	-	2
<i>Crenicichla lepidota</i> Heckel, 1840	<i>Cr. le.</i>	1	2	2	5	-	-	-	-	10
<i>Crenicichla punctata</i> Hensel, 1870	<i>Cr. pu.</i>	6	3	1	13	2	4	-	-	29
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	<i>Ge. br.</i>	25	64	23	37	-	1	-	1	151
<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i> (Hensel, 1870)	<i>Gy. gy.</i>	255	109	221	177	1	3	9	210	985
<i>Gymnogeophagus labiatus</i> (Hensel, 1870)	<i>Gy. la.</i>	29	3	3	6	8	25	1	7	82
<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i> (Hensel, 1870)	<i>Gy. rh.</i>	-	2	-	5	-	-	-	-	7
<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897)	<i>Ti. re.</i>	1	-	1	-	-	-	13	153	168
Gobidae										
<i>Ctenogobius shufeldti</i> (Jordan & Eigenmann,1886)	<i>Ct. sh.</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	1
Sciaenidae										
<i>Pachyurus bonariensis</i> Steindachner, 1879	<i>Pa. bo.</i>	3	-	-	9	4	6	14	25	61
CLUPEIFORMES										
Clupeidae										
<i>Platanichthys platana</i> (Regan, 1917)	<i>Pl. pl.</i>	1	-	1	1	10	-	6	1	20
Engraulidae										
<i>Lycengraulis grossidens</i> (Spix & Agassiz, 1892)	<i>Ly. gr.</i>	8	76	24	17	1	3	37	172	338
ATHERINIFORMES										
Atherinopsidae										
<i>Odontesthes humensis</i> de Buen, 1953	<i>Od. hu.</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	1
<i>Odontesthes</i> sp. (jovens)	<i>Od. sp.</i>	5	-	5	-	-	-	4	5	19
CYPRINODONTIFORMES										
Anablepidae										
<i>Jenynsia multidentata</i> (Jenyns, 1842)	<i>Je. mu.</i>	384	4	30	50	4	5	7	179	663
Poeciliidae										
<i>Phalloceros caudimaculatus</i> (Hensel, 1868)	<i>Ph. ca.</i>	-	-	-	-	-	-	-	2	2
GYMNOTIFORMES										
Sternopygidae										
<i>Eigenmania trilineata</i> López & Castello, 1966	<i>Ei. tr.</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	1
Total		2189	2186	1439	1843	581	960	1319	2817	13334

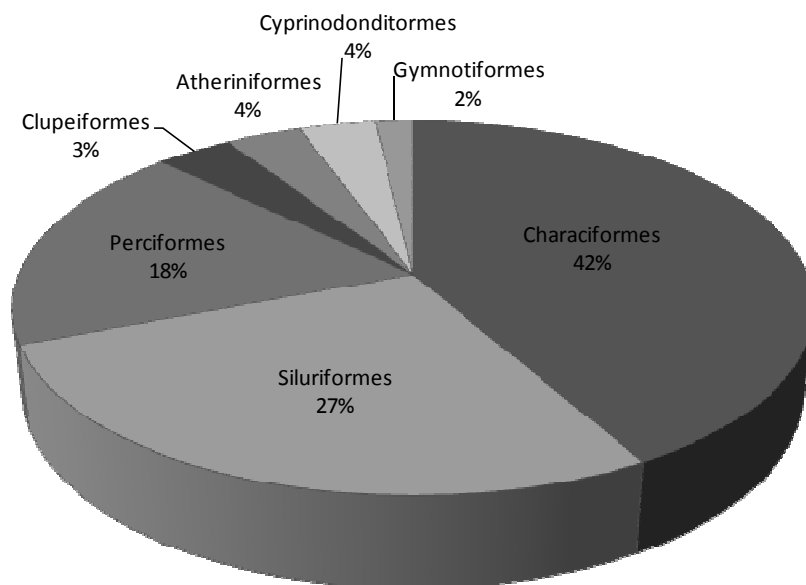


Figura 10: Distribuição das ordens de peixes em relação ao total de indivíduos coletados no Delta do rio Jacuí, no período compreendido entre junho de 2005 e março de 2007.

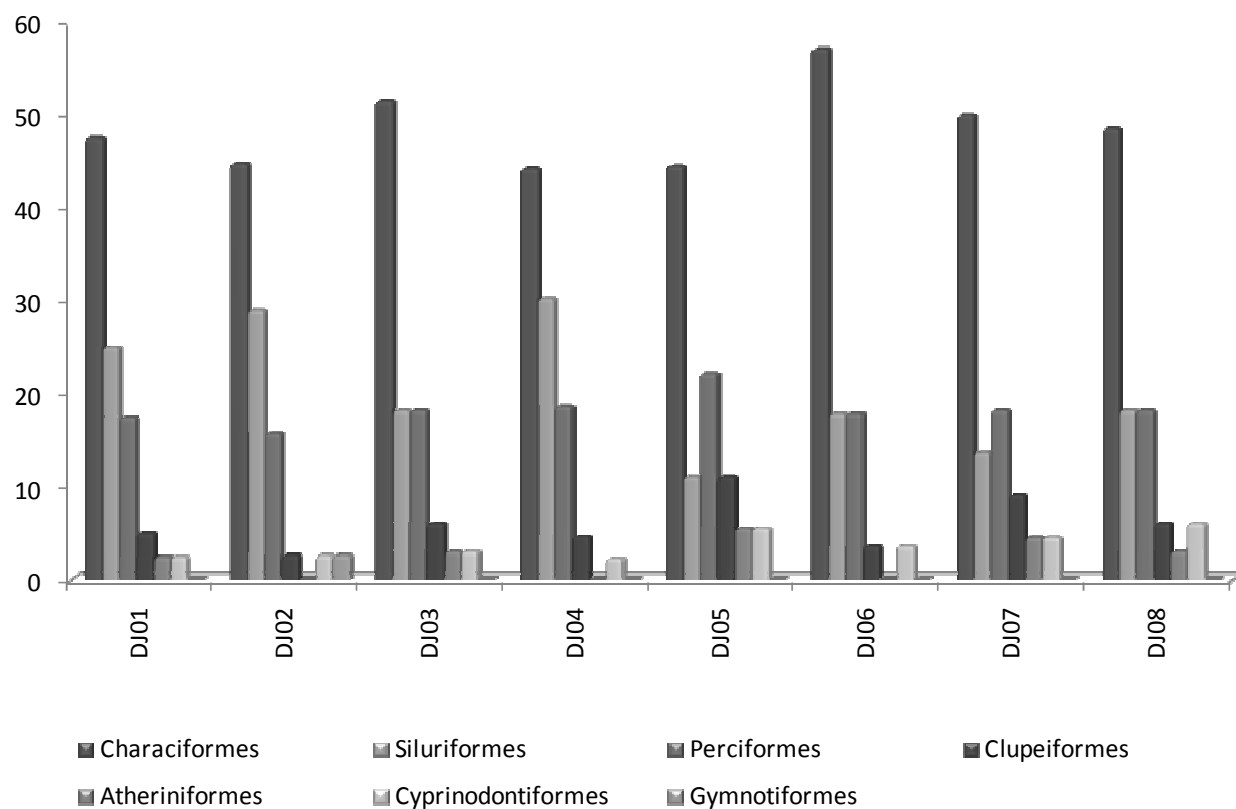


Figura 11: Distribuição das ordens de peixes coletadas no Delta do rio Jacuí, por pontos de coleta, entre junho de 2005 e março de 2007.

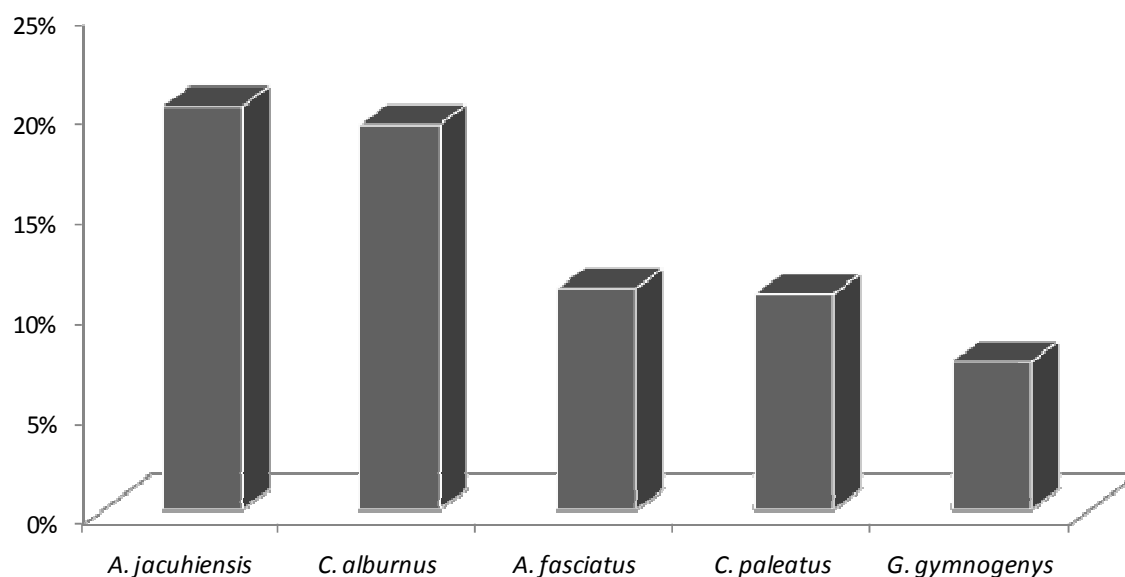
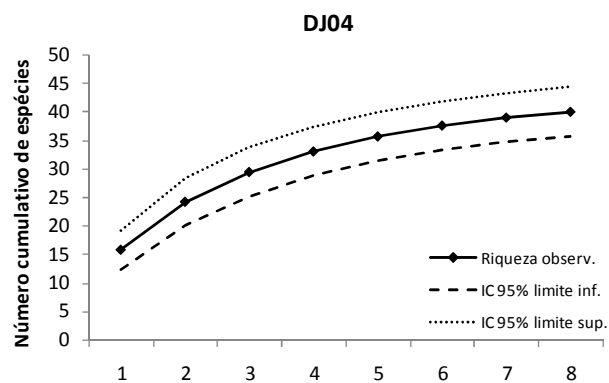
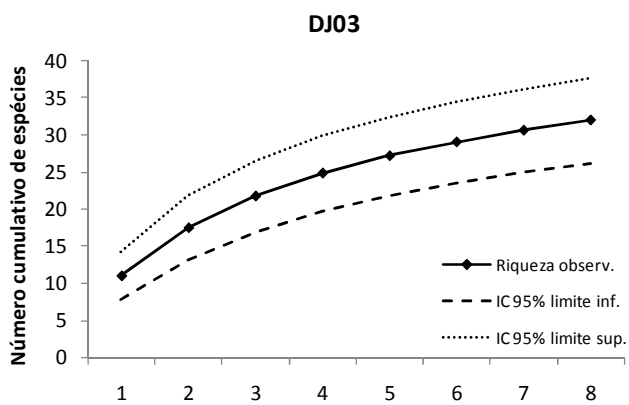
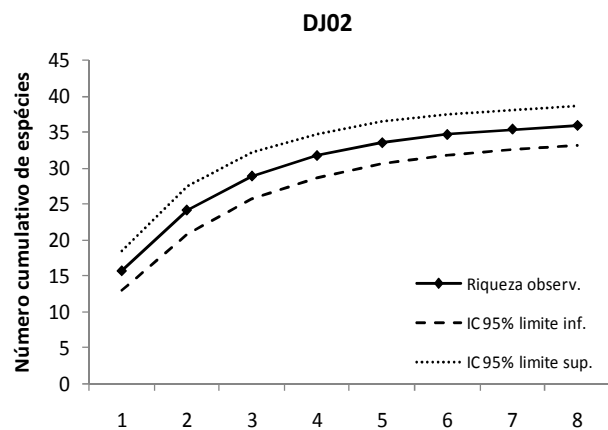
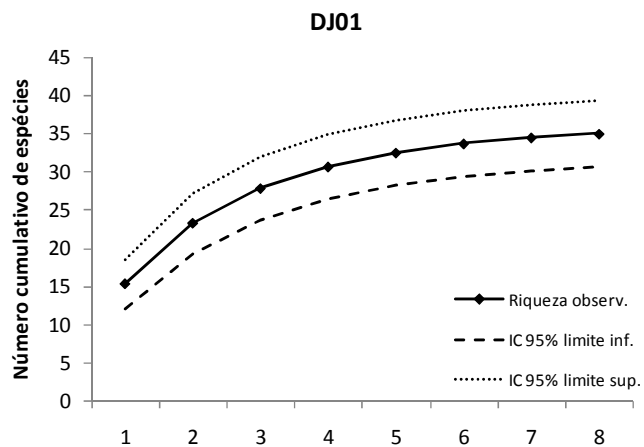


Figura 12: Distribuição das espécies de peixes mais abundantes coletadas no Delta do rio Jacuí, RS, entre junho de 2005 e março de 2007.

A Figura 13 apresenta as curvas de suficiência amostral, obtidas através das aleatorizações geradas a partir dos dados obtidos em campo, para os diferentes pontos de amostragem, mostrando um aumento no número de espécies para cada coleta. A partir destes resultados foi possível observar que em nenhum dos pontos de amostragem as curvas cumulativas de espécies atingiram um platô horizontal, indicando a insuficiência amostral para a arte de pesca utilizada. No entanto, os pontos DJ01 e DJ02 foram os locais onde o número de espécies coletadas aproximou-se mais do resultado esperado, podendo ser observado através da riqueza estimada (Jackknife) (Tabela IV).



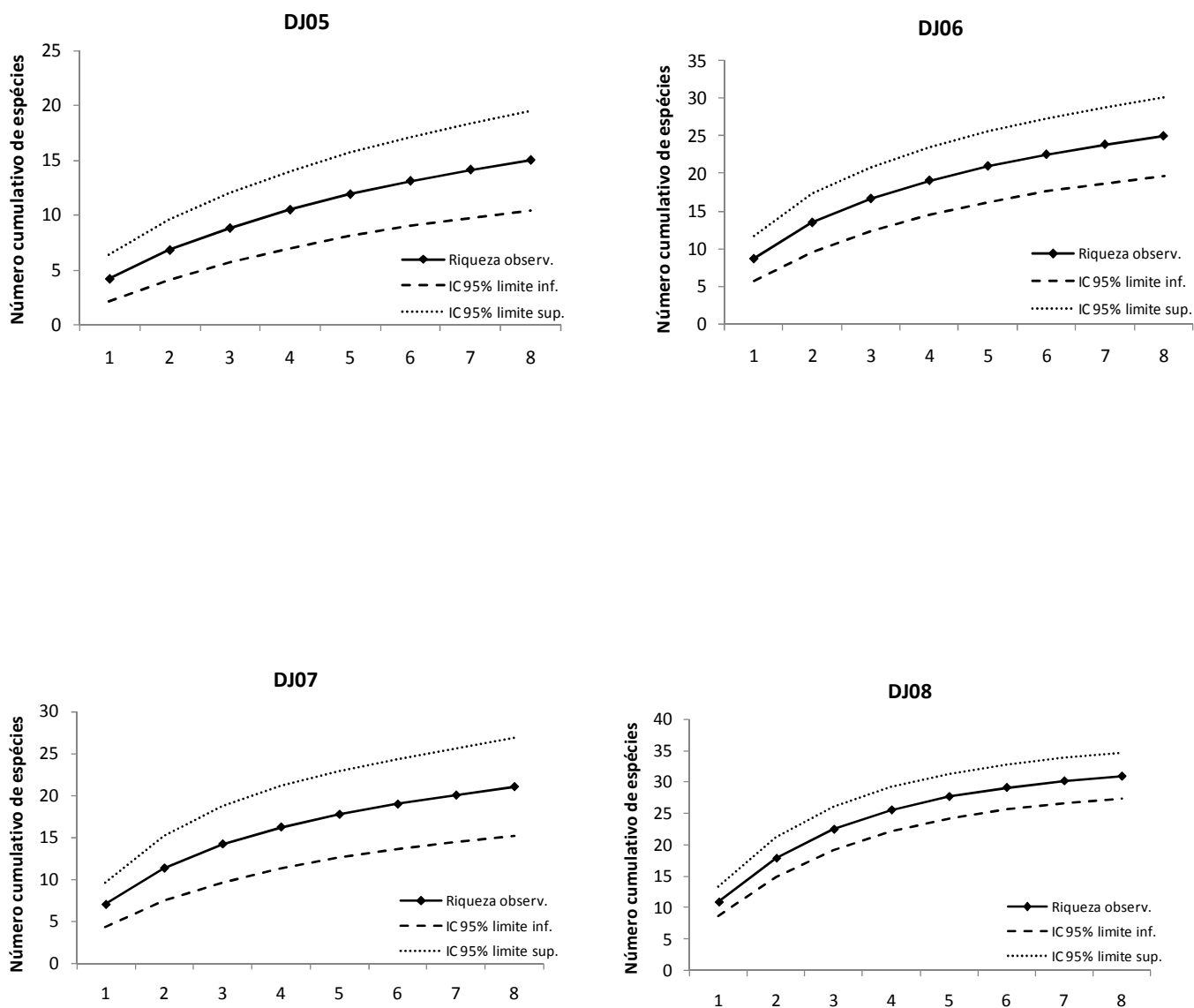


Figura 13: Curva do coletor obtida a partir das amostragens de peixes nos diferentes pontos de amostragem no Delta do rio Jacuí, RS, entre junho de 2005 e março de 2007. IC= intervalo de confiança.

Tabela IV: Riqueza de espécies observada (absoluta) nos diferentes pontos de amostragem e riqueza de espécies esperada, calculada através do estimador Jackknife, para o Delta do rio Jacuí, RS.

Pontos de Amostragem	Riqueza absoluta	Riqueza esperada (Jackknife)
DJ01	40	38,5
DJ02	38	39,5
DJ03	33	41,6
DJ04	43	47
DJ05	18	21,13
DJ06	28	32,88
DJ07	22	28
DJ08	33	36,2

Através da análise de cluster, três grupos de pontos de amostragem foram obtidos baseados na composição de espécies de peixes capturadas. Um grupo foi formado pelos pontos DJ07, DJ06 e DJ05; o outro grupo foi formado pelos pontos DJ03 e DJ01; e o terceiro formou-se pelos pontos DJ04, DJ02 e DJ08 (Figura 14). Esta análise mostrou que os pontos mais similares entre si, a partir da composição de espécies, foram aqueles que formaram o segundo agrupamento citado.

A partir da análise de cluster foi possível observar que os pontos localizados no lago Guaíba agruparam-se entre si, assim como os pontos dos rios formadores, com exceção ao ponto DJ08 que pertence ao lago Guaíba e agrupou-se com os rios.

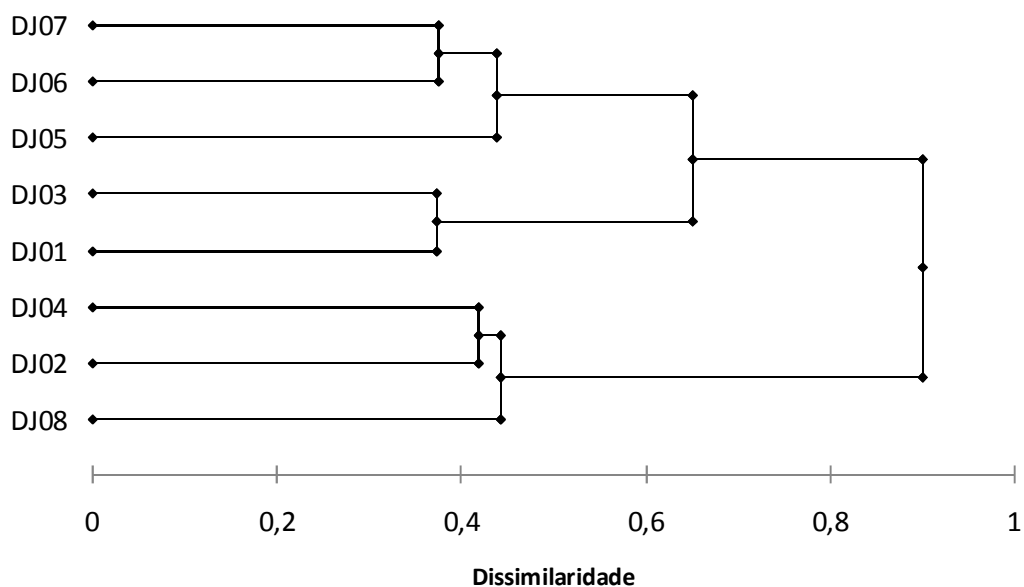


Figura 14: Análise de agrupamento realizada a partir dos dados de abundância total, nos diferentes pontos de amostragem do Delta do rio Jacuí, RS, para os indivíduos coletados sazonalmente, entre junho de 2005 e março de 2007.

Foram detectadas diferenças significativas na composição de espécies entre os pontos de coleta analisados (ANOSIM $R=0,171$; $p<0,0001$).

A análise da MDS reforçou os resultados da análise de agrupamento, pois as amostras dos pontos DJ05, DJ06 e DJ07 formaram um grupo, separando-se das demais amostras, mostrando que há diferenças na composição de espécies entre os pontos localizados no lago Guaíba e com os dos rios formadores (Figura 15). O valor do *stress* encontrado neste estudo foi de 0,19, o que corresponde a uma boa ordenação e, conseqüentemente, uma boa interpretação dos dados (Clarke & Warwick, 1994).

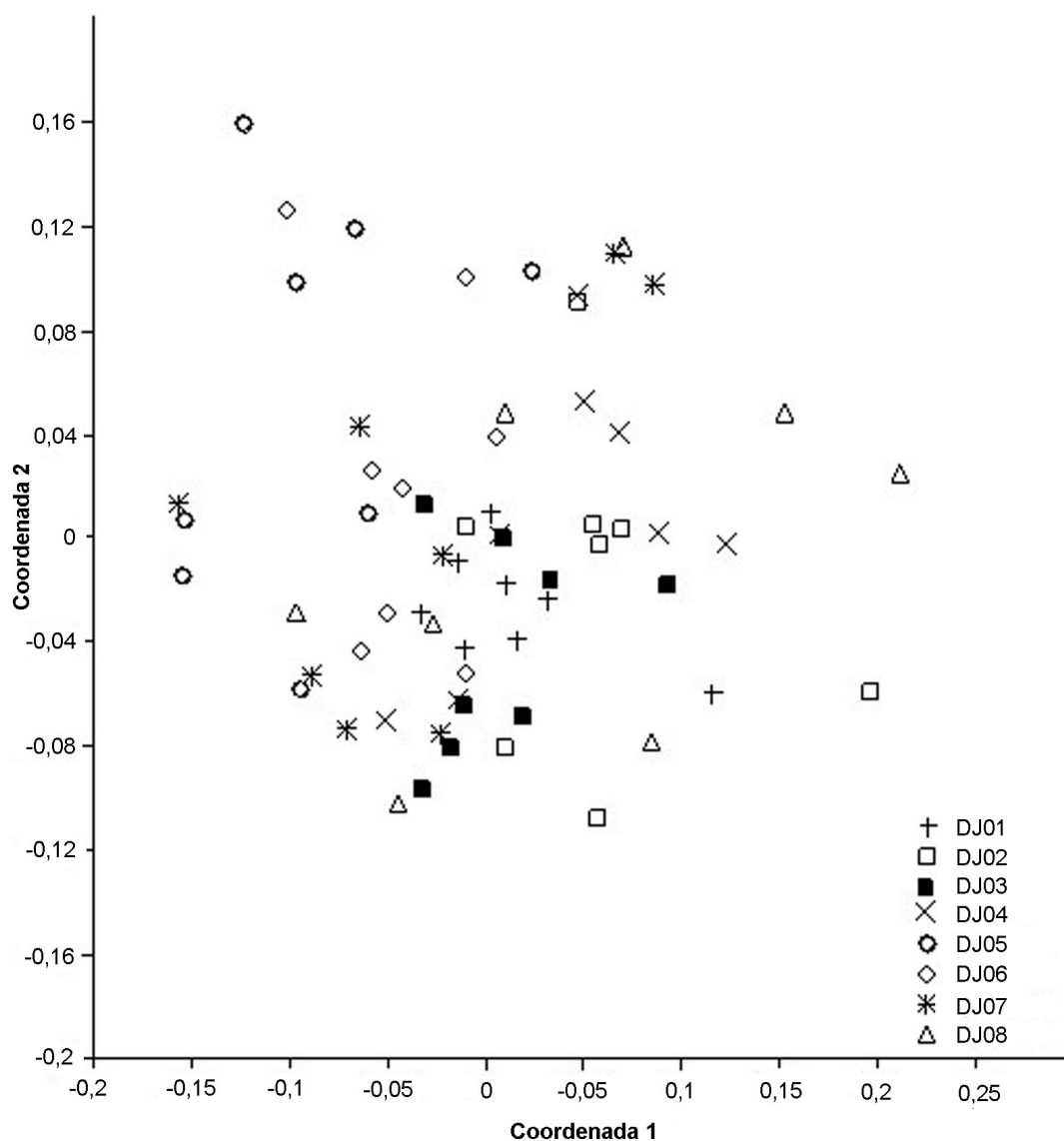


Figura 15: Análise da estrutura quantitativa das espécies através do método de escalonamento multidimensional não métrico (MDS) com base na abundância das espécies nos diferentes pontos de coleta do Delta do rio Jacuí, RS.

Uma análise canônica de correspondência (ACC) foi aplicada aos dados de abundância sazonal de espécies de cada ponto de coleta e aos dados abióticos de coliformes fecais, DBO, DQO, OD, condutividade, pH, turbidez e temperatura da água e do ar, exceto para os pontos DJ07 e DJ08. A Figura 16 mostra as correlações entre estes dados e os pontos de amostragem, reforçando a análise realizada anteriormente através do enquadramento nas classes de qualidade de água do CONAMA. A partir desta ACC, foram selecionados os parâmetros mais importantes para a distribuição de espécies nos referidos pontos. Os dados de DBO, condutividade, temperatura da água, temperatura do ar e turbidez foram os mais importantes na distribuição das espécies de peixes nos locais amostrados, explicando 61,6% das variações (Figura 17). Esta análise demonstrou que o eixo 1 explica todas as variações observadas (39,0%). A partir desta análise observou-se que o ponto DJ05 foi o que apresentou a menor qualidade de água, uma vez que os valores de DBO e condutividade foram mais elevados neste local. Verificou-se ainda que as espécies *Astyanax fasciatus*, *A. jacuhiensis*, *Cyanocharax alburnus*, *Gymnogeophagus labiatus*, *Hyphessobrycon luetkenii*, *Jenynsia multidentata* e *Pachyurus bonariensis* estão mais adaptadas a este ambiente. Os pontos DJ01, DJ02 e DJ03 apresentaram uma melhor qualidade, apresentando os menores valores de DBO, condutividade, temperaturas e turbidez. Dentre as espécies mais associadas a estes locais, destacam-se *Aphyocharax anisitsi*, *Astyanax eigenmanniorum*, *Bryconamericus iheringii*, *Bunocephalus* sp., *Corydoras paleatus*, *Homodiaetus anisitsi*, *Diapoma speculiferum*, entre outras. Os demais pontos de amostragem apresentaram uma qualidade de suas águas intermediária.

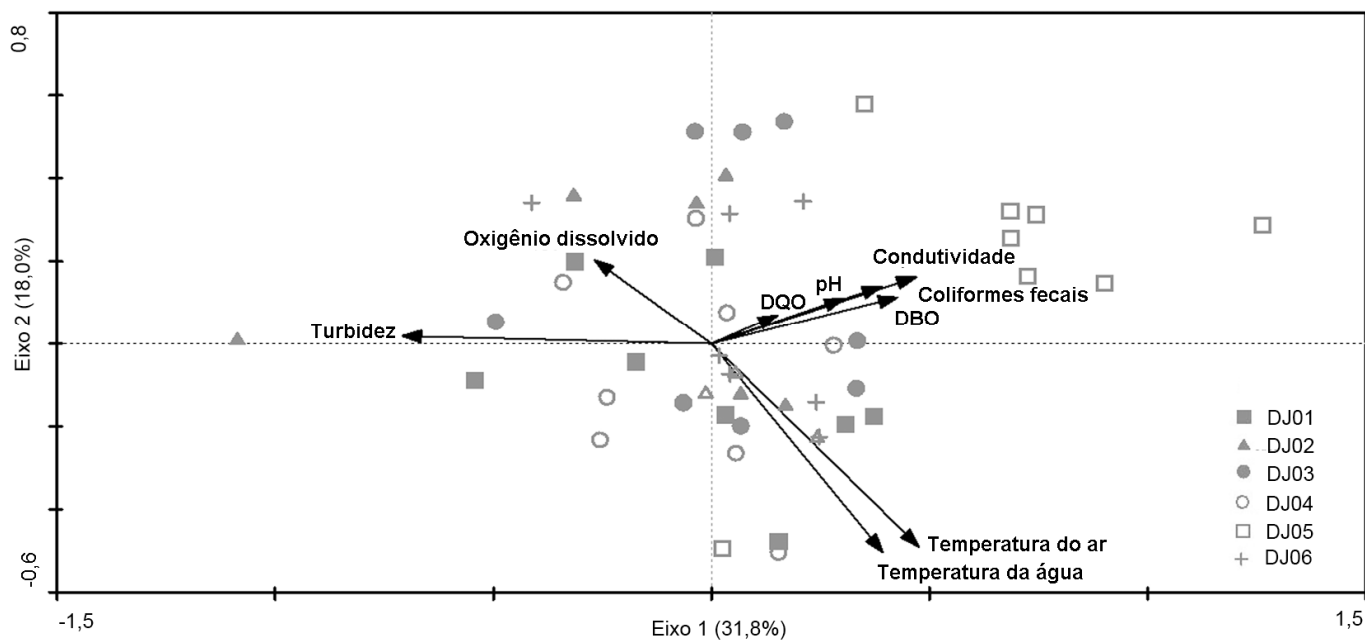


Figura 16: Biplot da Análise Canônica de Correspondência, para os pontos de amostragem e todos os parâmetros físico-químicos tomados no Delta do rio Jacuí, RS.

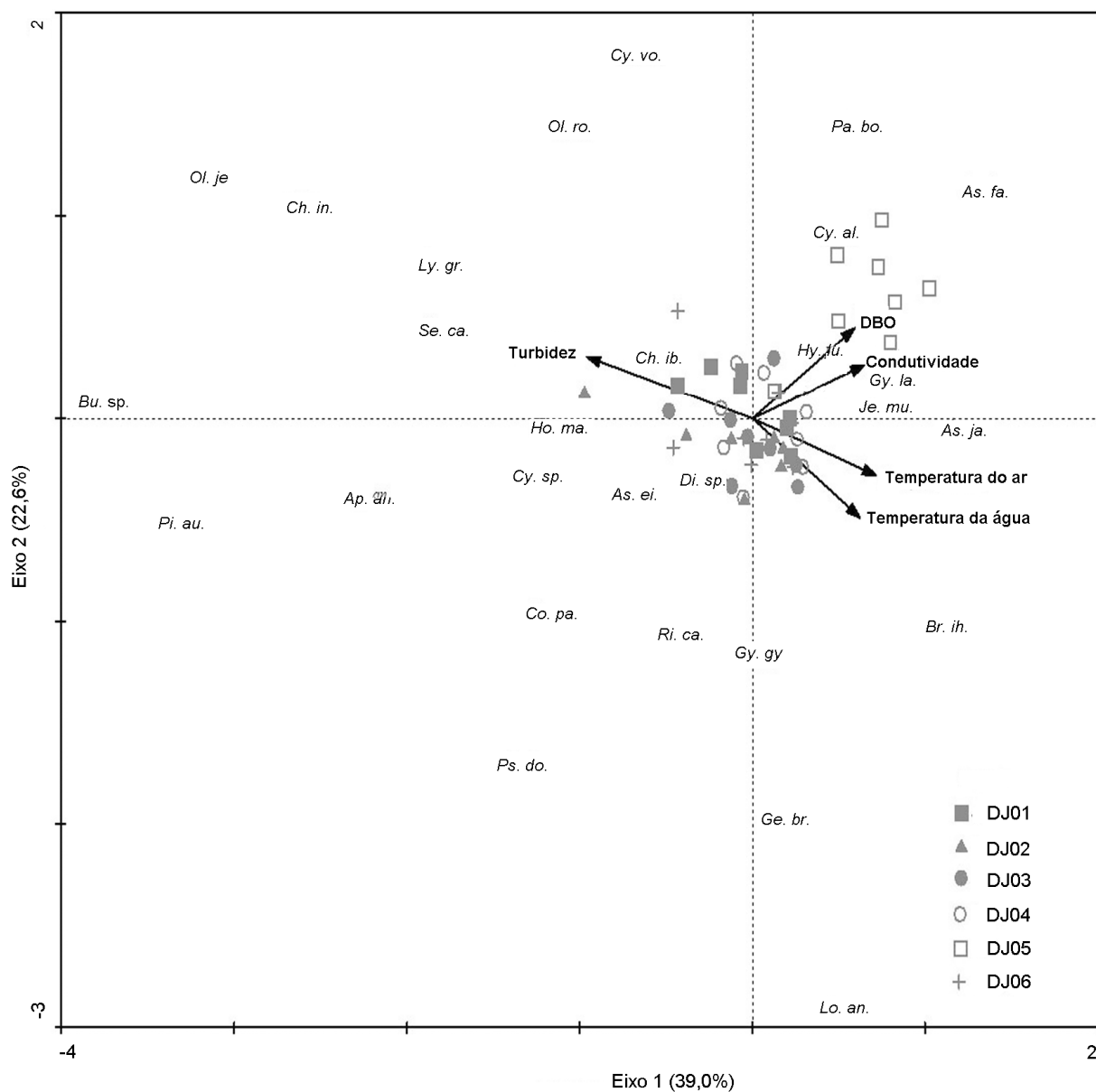


Figura 17: Triplot da Análise Canônica de Correspondência, com os parâmetros físico-químicos selecionados e as principais espécies, por ponto de amostragem do Delta do rio Jacuí, RS.

Índices de Diversidade

Os valores dos índices de diversidade (diversidade de espécies, dominância e equitabilidade), por pontos de amostragem, estão representados na Tabela V. A maior diversidade de espécies foi encontrada no ponto DJ02 (1,17), seguido dos pontos DJ04 (1,11) e DJ08 (1,06). Os maiores valores de dominância foram obtidos nos pontos DJ01 e DJ04 (ambos com $D = 0,87$), seguidos DJ08 (0,86). Quanto aos valores do índice de equitabilidade, o maior valor foi encontrado no ponto DJ02 (0,704), seguido por DJ08 (0,70) e DJ03 (0,70).

Tabela V: Valores dos índices de diversidade obtidos no Delta do rio Jacuí, para cada ponto de amostragem. H' = diversidade de espécies; D = dominância; E = equitabilidade.

Pontos/Índices	H'	D	E
DJ01	0,97	0,87	0,60
DJ02	1,17	0,80	0,70
DJ03	1,06	0,82	0,70
DJ04	1,11	0,87	0,68
DJ05	0,65	0,74	0,52
DJ06	0,85	0,77	0,59
DJ07	0,67	0,69	0,50
DJ08	1,06	0,86	0,70

Quanto à distribuição dos índices de diversidade por estações do ano, a maior diversidade de espécies foi observada no ponto DJ02 (1,16) no verão de 2005. De uma maneira geral, este índice apresentou-se mais elevado nos meses de primavera e verão na maioria dos pontos amostrados (Tabela VI). O índice de dominância apresentou o maior valor no ponto DJ02 (0,94) no verão de 2007. O maior valor de equitabilidade foi observado no ponto DJ07 (0,99) no inverno de 2005. Tanto a dominância quanto a equitabilidade apresentaram uma distribuição razoavelmente regular ao longo das estações do ano, nos diferentes pontos de coleta (Tabelas VI).

Tabela VI: Variação sazonal dos índices de diversidade de espécies (H'), dominância de espécies (D) e equitabilidade de espécies (E) no Delta do rio Jacuí, por pontos de amostragem, no período compreendido entre junho de 2005 e março de 2007.

Pontos/	Índices/	Inverno-05	Primavera-05	Verão-05	Outono-06	Inverno-06	Primavera-06	Verão-06	Verão-07
DJ01	H'	0,723	0,870	0,664	0,924	0,677	0,769	0,805	0,703
	D	0,750	0,790	0,510	0,750	0,550	0,790	0,800	0,800
	E	0,694	0,680	0,481	0,699	0,550	0,613	0,630	0,598
DJ02	H'	0,632	0,803	1,160	0,868	0,931	1,060	0,959	0,859
	D	0,560	0,520	0,890	0,840	0,880	0,890	0,810	0,940
	E	0,632	0,607	0,893	0,668	0,773	0,801	0,686	0,859
DJ03	H'	0,508	0,915	0,760	0,930	0,431	0,867	0,832	0,612
	D	0,500	0,900	0,720	0,870	0,310	0,880	0,910	0,570
	E	0,563	0,848	0,663	0,715	0,431	0,720	0,832	0,588
DJ04	H'	0,788	0,938	0,849	0,800	0,572	1,050	0,893	0,570
	D	0,650	0,850	0,860	0,560	0,400	0,920	0,800	0,560
	E	0,606	0,734	0,664	0,637	0,530	0,810	0,686	0,446
DJ05	H'	0,472	0,845	0,338	0,555	0,121	0,441	0,359	0,385
	D	0,560	0,920	0,190	0,780	0,040	0,570	0,310	0,440
	E	0,785	0,886	0,399	0,921	0,202	0,631	0,514	0,495
DJ06	H'	0,423	0,817	0,654	0,821	0,423	0,572	0,628	0,720
	D	0,280	0,750	0,650	0,910	0,450	0,550	0,700	0,790
	E	0,500	0,651	0,654	0,860	0,501	0,549	0,659	0,852
DJ07	H'	0,470	0,569	0,557	0,221	0,304	0,685	0,201	0,261
	D	0,740	0,640	0,600	0,900	0,160	0,800	0,060	0,200
	E	0,985	0,569	0,584	0,212	0,390	0,718	0,201	0,335
DJ08	H'	0,253	1,040	0,186	0,928	0,668	0,855	0,645	0,442
	D	0,190	0,880	0,070	0,930	0,680	0,850	0,650	0,290
	E	0,421	0,762	0,206	0,789	0,740	0,793	0,488	0,463

As diferenças nos índices de diversidade e de dominância entre os pontos de amostragem foram estatisticamente significativas, como comprovado pela análise de variância (ANOVA) ($F=6,559$; $p=1,151E-05$ e $F=2,34$; $p=0,03614$, respectivamente) e também através do teste de Kruskal-Wallis ($H=28,26$; $p=0,0002$, somente para diversidade). Ao se comparar os pontos de amostragem par a par através do teste de Tukey (Tabela VII), para os resultados da ANOVA e através do teste de Mann-Whitney (Tabela VIII), para os resultados do teste de Kruskal-Wallis, observou-se que as principais diferenças ocorreram entre os pontos localizados nos rios formadores (principalmente os do rio Jacuí) e os pontos do lago Guaíba (principalmente DJ05 e DJ07). A equitabilidade não mostrou resultados significativamente diferentes.

Tabela VII: Resultados das comparações par a par através do teste de Tukey, para os valores de diversidade e dominância de espécies, nos diferentes pontos de amostragem no Delta do rio Jacuí, RS. **Negrito:** valores estatisticamente significativos, para $\alpha = 0,05$.

Pontos/ Índices	DJ01		DJ02		DJ03		DJ04		DJ05		DJ06		DJ07		DJ08	
	H'	D	H'	D	H'	D	H'	D	H'	D	H'	D	H'	D	H'	D
DJ01	0,000	0,000	0,817	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000	0,027	0,499	0,857	0,997	0,011	0,202	0,831	0,923
DJ02	2,086	0,872	0,000	0,000	0,599	0,997	0,964	0,994	0,000	0,176	0,099	0,897	0,000	0,050	0,087	0,600
DJ03	0,511	0,114	2,597	0,987	0,000	0,000	0,993	1,000	0,068	0,552	0,967	0,999	0,030	0,236	0,957	0,946
DJ04	0,602	0,208	1,484	1,080	1,113	0,094	0,000	0,000	0,008	0,595	0,610	1,000	0,003	0,267	0,575	0,960
DJ05	4,792	2,813	6,878	3,685	4,281	2,698	5,394	2,604	0,000	0,000	0,494	0,892	1,000	0,999	0,530	0,994
DJ06	1,970	0,961	4,057	1,833	1,460	0,847	2,573	0,753	2,822	1,852	0,000	0,000	0,303	0,585	1,000	0,999
DJ07	5,248	3,586	7,334	4,459	4,737	3,472	5,850	3,378	0,456	0,774	3,278	2,626	0,000	0,000	0,332	0,888
DJ08	2,047	1,723	4,133	2,595	1,536	1,609	2,649	1,515	2,745	1,090	0,076	0,762	3,201	1,864	0,000	0,000

Tabela VIII: Resultados das comparações par a par através do teste de Mann-Whitney, para os valores de diversidade e dominância de espécies, para os diferentes pontos de amostragem no Delta do rio Jacuí, RS. **Negrito:** valores estatisticamente significativos, para $\alpha = 0,05$.

Pontos/ Índices	DJ01		DJ02		DJ03		DJ04		DJ05		DJ06		DJ07		DJ08	
	H'	D	H'	D	H'	D	H'	D	H'	D	H'	D	H'	D	H'	D
DJ01	0,000	0,000	0,083	0,052	0,958	0,713	0,495	0,637	0,007	0,104	0,083	0,318	0,002	0,052	0,372	0,713
DJ02	1,000	1,000	0,000	0,000	0,066	0,637	0,189	0,318	0,002	0,052	0,007	0,104	0,001	0,014	0,066	0,227
DJ03	1,000	1,000	1,000	1,000	0,000	0,000	0,495	0,713	0,018	0,189	0,189	0,431	0,014	0,066	0,637	0,431
DJ04	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	0,000	0,000	0,004	0,156	0,083	0,495	0,002	0,066	0,318	0,793
DJ05	0,207	1,000	0,055	1,000	0,508	1,000	0,109	1,000	0,000	0,000	0,066	0,318	0,875	0,875	0,189	0,495
DJ06	1,000	1,000	0,207	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	0,000	0,000	0,031	0,156	0,793	0,875
DJ07	0,055	1,000	0,038	0,380	0,380	1,000	0,055	1,000	1,000	1,000	0,877	1,000	0,000	0,000	0,227	0,227
DJ08	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	0,000	0,000

ÍNDICE DE QUALIDADE INTEGRADO (IQ)

Os maiores valores do índice de qualidade integrado foram observados nos pontos DJ01, DJ02, DJ04 e DJ08, sendo estes pontos classificados como de alta qualidade. Os menores valores de IQ foram observados nos pontos DJ05 e DJ07, sendo classificados como de baixa qualidade ambiental. Os demais pontos de amostragem obtiveram um valor intermediário do IQ, sendo classificados como de média qualidade. O cálculo do IQ bem como as classes de qualidade ambiental para cada local de amostragem encontra-se nas Tabelas IX e X.

Tabela IX: Valores do Índice de Qualidade Integrado (IQ) nos pontos amostrados no Delta do rio Jacuí, RS. n= número de indivíduos; s= número de espécies; H'= diversidade de espécies.

	1	2	3	4	5	6	7	8
Pontos	DJ01	DJ02	DJ03	DJ04	DJ05	DJ06	DJ07	DJ08
n	2189	2186	1439	1843	581	960	1319	2817
s	40	38	33	43	18	28	22	33
H'	0,97	1,17	1,06	1,11	0,65	0,85	0,67	1,06
n/2817	0,78	0,78	0,51	0,65	0,21	0,34	0,47	1,00
s/43	0,93	0,88	0,77	1,00	0,42	0,65	0,51	0,77
H'/1,17	0,83	1,00	0,91	0,95	0,56	0,73	0,57	0,91
$\Sigma = \text{IQ}$	2,54	2,66	2,18	2,60	1,18	1,72	1,55	2,67

Tabela X: Classificação dos pontos de amostragem através dos valores do IQ.

Interv. Classe (IQ)	Pontos	Qualidade
1,18 - 1,68	5,7	baixa
1,69 - 2,18	3,6	média
2,19 - 2,67	1,2,4,8	alta

ANOMALIAS MORFOLÓGICAS

Do total de 13334 exemplares de peixes analisados, 132 apresentaram algum tipo de anomalia morfológica (0,91%). Dentre as espécies coletadas, foram observadas anomalias em 20, sendo elas: *Astyanax fasciatus*, *A. jacuhiensis*, *Cyanocharax alburnus*, *Cheirodon ibicuihensis*, *Corydoras paleatus*, *Cyphocharax voga*, *Geophagus brasiliensis*, *Gymnogeophagus gymnogenys*, *G. labiatus*, *Hyphessobrycon luetkenii*, *Jenynsia multidentata*, *Loricariichthys anus*, *Oligosarcus robustus*, *Pimelodella australis*, *Pachyurus bonariensis*, *Pseudocorynopoma doriae*, *Rineloricaria cadeae*, *R. strigilata*, *Serrapinnus calliurus* e *Tilapia rendalli* (Figura 18).

As espécies com uma maior frequência de anomalias morfológicas foram *C. ibicuihensis* (1,58%), *C. paleatus* (2,41%), *P. australis* (3,45%), *P. bonariensis* (4,92%), *R. cadeae* (2,72%) e *R. strigilata* (2,56%). No entanto, para nenhuma destas espécies o resultado foi estatisticamente significativo quanto à frequência destas anomalias, ao aplicar-se o teste qui-quadrado.

As maiores frequências de anomalias foram observadas nos pontos DJ08 (1,35%), DJ02 (1,01%) e DJ07 (0,99%). O ponto DJ08 apresentou todos os tipos de anomalias morfológicas. As anomalias do tipo **a2** e **a4** (displasia dos ossos maxilo-mandibulares e displasia dos raios e espinhos das nadadeiras, respectivamente) foram observadas em todos os pontos de amostragem (Tabela XI).

O teste qui-quadrado para tabelas de contingência aplicado sobre a frequência de anomalias de todos os pontos do Delta do rio Jacuí apresentou resultado estatisticamente significativo ($\chi^2 = 66,34$), demonstrando não haver casualidade na ocorrência de anomalias para o ambiente em geral. Entre os pontos amostrados, este teste apresentou resultado significativo para os pontos DJ04 ($\chi^2 = 15,54$), DJ06 ($\chi^2 = 14,46$) e DJ08 ($\chi^2 = 18,17$). O teste qui-quadrado também revelou resultado estatisticamente significativo somente para a anomalia **a4** ($\chi^2 = 24,20$) (Tabela XII).

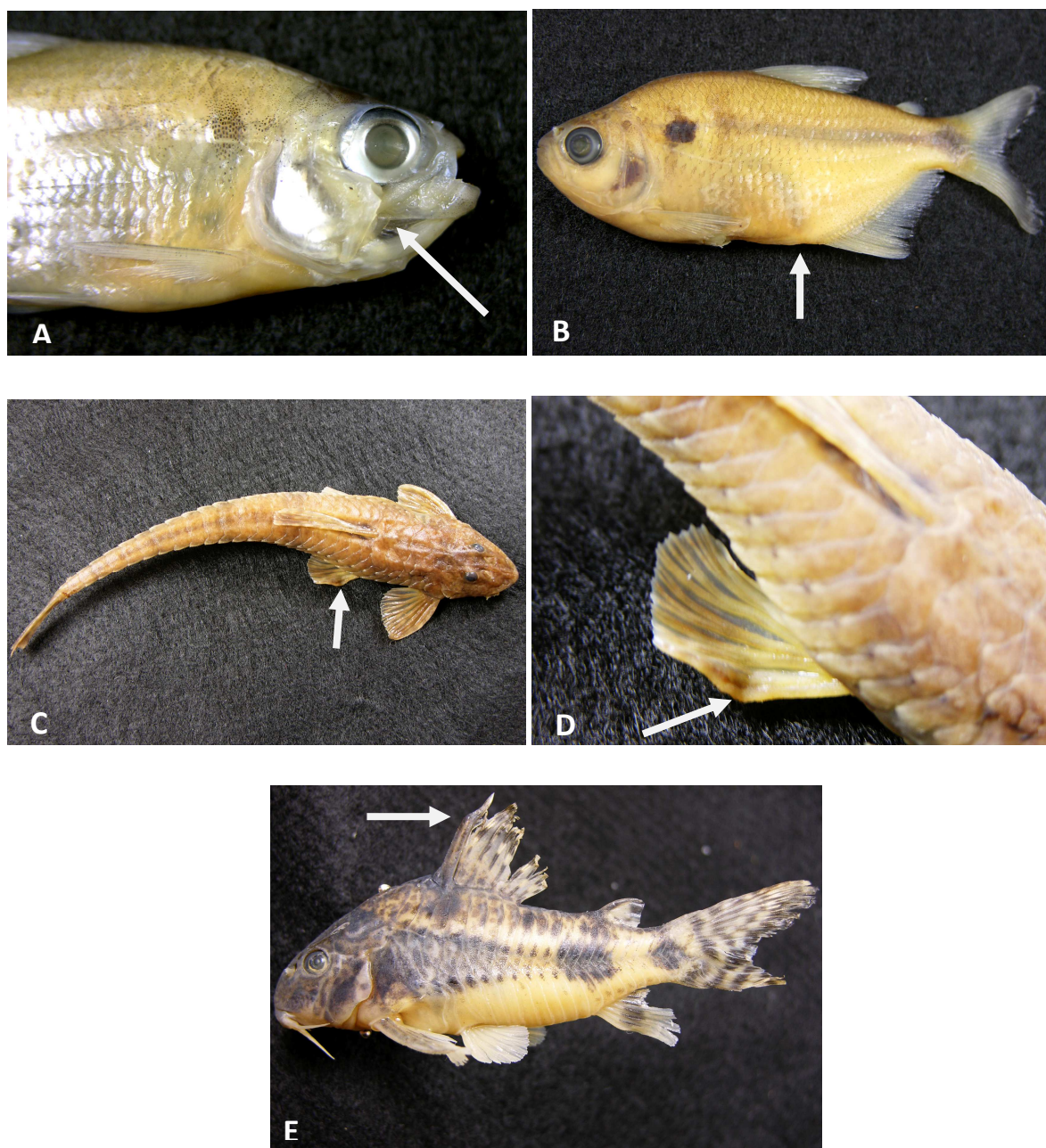


Figura 18: Exemplos de peixes com anomalias morfológicas. A – *Astyanax fasciatus* com alterações nos ossos do opérculo e na mandíbula; B – *Astyanax jacuhiensis* sem as duas nadadeiras pélvicas (atrofia); C e D (detalhe) – *Rineloricaria cadeae* com torção no espinho da nadadeira pélvica; E – *Corydoras paleatus* com torção no espinho da nadadeira dorsal. Fotos: Lúcia Safi.

Tabela XI: Total de anomalias morfológicas observadas no Delta do rio Jacuí, por ponto de amostragem e tipo de anomalia.

Pontos de Coleta	Tipos de anomalias observadas								Número total de exemplares	Total exemplares com anomalias	Frequência de exemplares com anomalias (%)
	a1	a2	a3	a4	a5	b1	c1	d			
DJ01	5	1	0	9	0	0	7	1	2189	23	1,05
DJ02	2	1	0	17	0	0	2	0	2186	22	1,01
DJ03	1	1	0	7	1	0	1	0	1439	11	0,76
DJ04	7	1	1	3	0	0	0	1	1843	13	0,71
DJ05	0	1	0	1	1	0	0	1	581	4	0,69
DJ06	3	2	0	1	0	0	0	2	960	8	0,83
DJ07	2	2	0	8	0	0	1	0	1319	13	0,99
DJ08	1	1	1	29	1	1	3	1	2817	38	1,35
Total	21	10	2	75	3	1	14	6	13334	132	0,99

Tabela XII: Teste Qui-Quadrado para tabelas de contingência de anomalias morfológicas observadas no Delta do rio Jacuí, por ponto de coleta e tipo de anomalia (GL = 49; $\chi^2_{\text{tab}} = 66,34$, $\alpha = 0,05$). Para χ^2 simples, GL = 7; $\chi^2_{\text{tab}} = 14,07$, $\alpha = 0,05$).

Pontos de Coleta	Tipos de Anomalias observadas								
	a1	a2	a3	a4	a5	b1	c1	d	χ^2
DJ01	0,70	0,25	0,33	0,89	0,49	0,16	9,62	0,00	12,44
DJ02	0,60	0,25	0,33	1,80	0,49	0,16	0,04	0,98	4,66
DJ03	0,71	0,01	0,22	0,15	1,41	0,11	0,17	0,65	3,42
DJ04	5,78	0,11	1,89	5,23	0,41	0,14	1,94	0,04	15,54
DJ05	0,92	0,73	0,09	1,57	5,78	0,04	0,61	2,09	11,83
DJ06	1,46	2,28	0,14	3,58	0,22	0,07	1,01	5,69	14,46
DJ07	0,00	1,03	0,20	0,05	0,30	0,10	0,11	0,59	2,38
DJ08	2,66	0,59	0,79	10,92	0,21	2,94	0,00	0,06	18,17
Total	12,84	5,24	3,98	24,20	9,32	3,73	13,49	10,09	82,90

PARASITOS

Do total de indivíduos coletados, 627 estavam infestados com algum tipo de ectoparasito. Os principais parasitos encontrados foram isópodos e trematódeos digenéticos (doença dos pontos pretos). Dentre as espécies coletadas foram observados parasitos em 33, sendo elas: *A. anisitsi*, *A. eigenmanniorum*, *A. fasciatus*, *A. jacuhiensis*, *B. iheringii*, *C. alburnus*, *C. ibicuiensis*, *C. interruptus*, *C. paleatus*, *C. punctata*, *C. spilotus*, *C. voga*, *D. speculiferum*, *G. brasiliensis*, *G. gymnogenys*, *G. labiatus*, *H. comersonii*, *H. luetkenii*, *H. malabaricus*, *J. multidentata*, *L. anus*, *L. grossidens*, *O. jenynsii*, *O. robustus*, *P. australis*, *P. bonariensis*, *P. doriae*, *P. nigribarbis*, *P. platana*, *R. cadeae*, *S. calliurus* e *Tilapia rendalli*.

O teste qui-quadrado aplicado sobre a frequência de parasitos, considerando todos os pontos de amostragem, apresentou resultado estatisticamente significativo ($\chi^2 = 83,70$), indicando não haver casualidade na ocorrência de parasitos no Delta do rio Jacuí. Analisando os pontos de amostragem separadamente, utilizando este mesmo teste, verificaram-se resultados significativos para os pontos DJ02 ($\chi^2 = 18,66$), DJ05 ($\chi^2 = 26,06$) e DJ08 ($\chi^2 = 16,30$) (Tabela XIII).

Ao se analisar as assembléias de peixes quanto à frequência de parasitos sem considerar a doença dos pontos pretos foi verificado um resultado estatisticamente significativo ($\chi^2 = 82,66$), avaliando todos os pontos de amostragem. Os locais que apresentaram resultados significativos foram DJ01 ($\chi^2 = 40,20$) e DJ03 ($\chi^2 = 15,58$) (Tabela XIV). Analisando somente a doença dos pontos pretos, os resultados também foram significativos para o ambiente como um todo ($\chi^2 = 109,56$). Considerando apenas os pontos pretos, o ponto DJ05 foi o único a apresentar resultados significativos ($\chi^2 = 63,03$) para a presença destes parasitos (Tabela XV).

As espécies com maior prevalência de parasitos foram: *A. fasciatus* (14,43%), *C. alburnus* (3,31%), *G. gymnogenys* (8,23%), *J. multidentata* (11,75%), *O. robustus* (9,09%) e *P. bonariensis* (34,43%). Na Tabela XVI é apresentada a prevalência da doença dos pontos pretos (trematódeos digenéticos) e de isópodos para estas espécies, por local de amostragem. Aplicando o teste qui-quadrado a estes resultados, não foram observados resultados significativos para a ocorrência destes parasitos nos pontos de amostragem em

particular. No entanto, considerando o Delta do rio Jacuí como um todo, os resultados foram estatisticamente significativos para a maioria das espécies: *A. fasciatus* ($\chi^2 = 28,59$) (Figura 19) *P. bonariensis* ($\chi^2 = 15,10$) para a doença dos pontos pretos; *C. alburnus* ($\chi^2 = 15,72$) e *J. multidentata* ($\chi^2 = 14,34$) para isópodos (Figura 20).

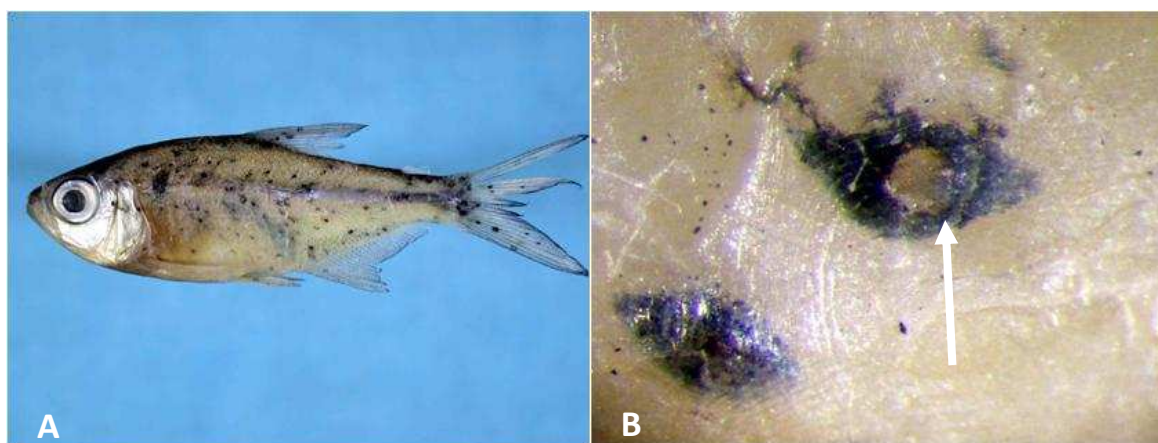


Figura 19: Exemplar de *Astyanax fasciatus* com a doença dos pontos pretos (A) e (B) detalhe mostrando o cisto com o trematódeo digenético. Fotos: Fábio Flores-Lopes.



Figura 20: Exemplares com isópodos parasitos no abdômem. (A) *Jenynsia multidentata* e (B) *Cyanocharax alburnus* mostrando em detalhe o parasito na cavidade abdominal do hospedeiro. Fotos: Lúcia Safi.

Tabela XIII: Teste Qui-Quadrado simples para o número de exemplares parasitados no total, por ponto de amostragem. Para χ^2 simples, GL = 7; $\chi^2_{\text{tab}} = 14,07$, $\alpha = 0,05$; Fi= número esperado de indivíduos parasitados.

Pontos de Coleta	Núm. exemplares examinados	Núm. exemplares parasitados total	Fi	χ^2
DJ01	2189	140	102,93	13,35
DJ02	2186	59	102,79	18,66
DJ03	1439	92	67,67	8,75
DJ04	1843	86	86,66	0,01
DJ05	581	54	27,32	26,05
DJ06	960	50	45,14	0,52
DJ07	1319	60	62,02	0,07
DJ08	2817	86	132,46	16,30
Total	13334	627		83,70

Tabela XIV: Teste Qui-Quadrado simples para o número de exemplares parasitados, excluindo a doença dos pontos pretos, por ponto de amostragem. Para χ^2 simples, GL = 7; $\chi^2_{\text{tab}} = 14,07$, $\alpha = 0,05$; Fi= número esperado de indivíduos parasitados.

Pontos de Coleta	Núm. exemplares examinados	Núm. exemplares parasitados sem pontos pretos	Fi	χ^2
DJ01	2189	112	62,06	40,20
DJ02	2186	41	61,97	7,10
DJ03	1439	66	40,79	15,58
DJ04	1843	47	52,25	0,53
DJ05	581	17	16,47	0,02
DJ06	960	22	27,21	1,00
DJ07	1319	17	37,39	11,12
DJ08	2817	56	79,86	7,13
Total	13334	378		82,66

Tabela XV: Teste Qui-Quadrado simples para o número de exemplares parasitados somente com a doença dos pontos pretos, por ponto de amostragem. Para χ^2 simples, GL = 7; $\chi^2_{\text{tab}} = 14,07$, $\alpha = 0,05$; Fi= número esperado de indivíduos parasitados.

Pontos de Coleta	Núm. exemplares examinados	Núm. exemplares parasitados com pontos pretos	Fi	χ^2
DJ01	2189	28	40,88	4,06
DJ02	2186	18	40,82	12,76
DJ03	1439	26	26,87	0,03
DJ04	1843	39	34,42	0,61
DJ05	581	37	10,85	63,03
DJ06	960	28	17,93	5,66
DJ07	1319	43	24,63	13,70
DJ08	2817	30	52,60	9,71
Total	13334	249		109,56

Tabela XVI: Espécies com maior prevalência de parasitos no Delta do rio Jacuí, por ponto de amostragem. N= número de indivíduos coletados; DPP= doença dos pontos pretos; Isop.= isópodos.

Pontos de Coleta	<i>A. fasciatus</i>			<i>C. alburnus</i>			<i>G. gymnogenys</i>		
	n	Prev.(%) DPP	Prev.(%) Isop.	n	Prev.(%) DPP	Prev.(%) Isop.	n	Prev.(%) DPP	Prev.(%) Isop.
DJ01	244	9,02	0,82	631	0,00	2,85	255	0,00	9,41
DJ02	26	11,54	0,00	264	0,00	3,41	109	0,00	8,26
DJ03	151	14,57	0,66	430	0,00	3,26	221	0,00	8,14
DJ04	356	6,46	0,28	221	0,00	5,43	177	0,00	2,26
DJ05	175	17,71	0,57	123	0,81	6,50	1	0,00	0,00
DJ06	234	10,68	0,85	363	0,00	3,31	3	0,00	0,00
DJ07	171	21,05	0,58	442	0,00	1,13	9	0,00	0,00
DJ08	119	13,45	0,84	96	2,08	1,04	210	0,00	4,29
Total	1476	104,48	4,61	2570	2,90	26,93	985	0,00	32,36

Pontos de Coleta	<i>J. multidentata</i>			<i>O. robustus</i>			<i>P. bonariensis</i>		
	n	Prev.(%) DPP	Prev.(%) Isop.	n	Prev.(%) DPP	Prev.(%) Isop.	n	Prev.(%) DPP	Prev.(%) Isop.
DJ01	384	0,00	11,72	12	16,67	0,00	3	33,33	0,00
DJ02	4	0,00	25,00	39	2,56	0,00	0	0,00	0,00
DJ03	30	0,00	20,00	22	4,55	0,00	0	0,00	0,00
DJ04	50	0,00	26,00	23	4,35	0,00	9	0,00	0,00
DJ05	4	0,00	25,00	6	0,00	0,00	4	25,00	0,00
DJ06	5	0,00	60,00	12	0,00	0,00	6	0,00	0,00
DJ07	7	0,00	0,00	6	33,33	0,00	14	14,29	0,00
DJ08	179	0,00	7,82	22	9,09	0,00	25	68,00	0,00
Total	663	0,00	175,54	142	70,55	0,00	61	140,62	0,00

ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA (IIB)

A Tabela XVII apresenta as classes de valores para cada atributo utilizadas para estipular as pontuações (5, 3 ou 1), utilizadas no cálculo dos IIB. Os resultados do IIB demonstram que os pontos de melhor qualidade foram DJ01, DJ02 e DJ03, pois foram classificados como de boa qualidade. O ponto DJ04 apresentou qualidade regular; os pontos DJ05, DJ06 e DJ08 foram classificados como pobres de acordo com a pontuação do IIB; e o ponto DJ07 foi o que apresentou a pior qualidade ambiental segundo resultados do IIB, pois foi classificado como muito pobre (Tabela XVIII).

Os resultados obtidos através do cálculo deste índice concordam, em sua maioria, com as análises anteriores. No entanto, algumas exceções são importantes salientar: o ponto DJ06, classificado como de média qualidade através do IQ e como um dos pontos de melhor qualidade através das classes do CONAMA, foi enquadrado como pobre a partir do cálculo do IIB. O mesmo ocorreu com o ponto DJ08, analisando o IQ e o IIB. O caráter integrador do IIB, fez com que os resultados refletissem melhor a qualidade dos ambientes estudados.

A análise de variância (ANOVA) aplicada às variações do IIB entre os pontos de amostragem mostrou resultados estatisticamente significativos ($p=0,0007$). Comparações através do teste de Tukey indicaram resultados significativos ao se comparar o ponto DJ07, de menor qualidade para o IIB, com os pontos DJ01 ($p=0,0139$), DJ02 ($p=0,0004$) e DJ03 ($p=0,0139$), ou seja, os de melhor qualidade ambiental.

Tabela XVII: Pontuação para os atributos das assembléias de peixes utilizados para compor o Índice de Integridade Biótica para os diferentes pontos de amostragem do Delta do rio Jacuí, RS.

Atributos Adaptados	Pontuação		
	5	3	1
1- Número total de espécies	> 35	26 - 34	< 26
2- Percentual de espécies territorialistas	> 24,3	21,3 - 24,2	< 21,2
3- Percentual de espécies raspadoras	> 12,4	8,5 - 12,3	< 8,4
4- Percentual de espécies com cuidado parental	> 27,2%	22,7 - 27,1%	< 22,6
5- Número de indivíduos	> 2072	1327 - 2071	< 1326
6- Percentual de Carnívoros	> 18	13,6 - 17,9	< 13,5
7- Percentual de Omnívoros	< 20,2	19,3 - 23,7	> 23,8
8- Percentual de Invertívoros	> 39,8	35 - 39,7	< 34,9
9- Número de espécies Nectônicas	> 27	22 - 26	< 21
10- Número de espécies Bentônicas	> 9	6 - 8	< 5
11- Percentual de indivíduos com ectoparasitos	< 4,9	5 - 7,1	> 7,2
12- Percentual de indivíduos com doenças e/ou anomalias	< 3,5	3,6 - 5,3	> 5,4

Tabela XVIII: Resultado do Índice de Integridade Biótica para os diferentes pontos de amostragem do Delta do rio Jacuí, RS.

Atributos Adaptados	DJ01	DJ02	DJ03	DJ04	DJ05	DJ06	DJ07	DJ08
1- Número total de espécies	5	5	3	5	1	3	1	3
2- Percentual de espécies territorialistas	1	3	5	3	3	5	1	1
3- Percentual de espécies raspadoras	5	5	3	5	3	3	1	1
4- Percentual de espécies com cuidado parental	3	5	5	3	3	3	1	1
5- Número de indivíduos	5	5	3	3	1	1	1	5
6- Percentual de Carnívoros	1	3	1	1	5	1	1	1
7- Percentual de Omnívoros	5	5	5	1	5	3	1	1
8- Percentual de Invertívoros	3	3	5	1	5	5	3	5
9- Número de espécies Nectônicas	5	5	5	5	1	3	1	3
10- Número de espécies Bentônicas	5	5	3	5	1	1	1	3
11- Percentual de indivíduos com ectoparasitos	3	5	3	3	1	3	5	5
12- Percentual de indivíduos com doenças e/ou anomalias	5	5	5	5	5	3	3	5
IIB	46	54	46	40	34	34	20	34
Classes de Integridade	Boa	Boa	Boa	Regular	Pobre	Pobre	Muito pobre	Pobre

ANÁLISE POPULACIONAL

Para a análise dos índices de repleção e hepatossomático, fator de condição e índice gonadossomático, foi analisado um total de 1159 indivíduos de *Cyanocharax alburnus*, sendo 641 fêmeas e 518 machos e 270 exemplares de *Gymnogeophagus gymnogenys*, 183 fêmeas e 87 machos. A distribuição do número de indivíduos por espécie/ponto/sexo encontra-se na Tabela XIX.

Tabela XIX: Abundância de machos e fêmeas de *Cyanocharax alburnus* e *Gymnogeophagus gymnogenys*, coletados entre junho de 2005 e março de 2007, no Delta do rio Jacuí, por pontos de amostragem.

Pontos	<i>C. alburnus</i>		<i>G. gymnogenys</i>		Total
	Fêmeas	Machos	Fêmeas	Machos	
DJ01	120	91	37	19	267
DJ02	65	44	42	19	170
DJ03	112	104	33	13	262
DJ04	49	61	35	30	175
DJ05	47	45	-	-	92
DJ06	106	80	-	-	186
DJ07	98	53	2	1	154
DJ08	44	40	34	5	123
Total	641	518	183	87	1429

ALIMENTAÇÃO

Cyanocharax alburnus:

Através da análise do índice de repleção das fêmeas desta espécie observou-se que os maiores valores para este índice foram encontrados nos pontos DJ08 e DJ07, enquanto que os menores foram observados nos pontos DJ02 e DJ04. Analisando o IR somente para os machos, o maior valor foi observado no ponto DJ07 e o menor no ponto DJ05 (Figura 21).

Os valores mais elevados do índice hepatossomático, analisando apenas as fêmeas, foram observados nos pontos DJ04 e DJ05 e os mais baixos nos pontos DJ06 e DJ02. Para os machos, os maiores valores do IHS foram observados nos pontos DJ04 e DJ07 e o menor no ponto DJ01 (Figura 22).

Em relação ao fator de condição relativo, foi possível observar que as fêmeas dos pontos DJ03 e DJ07 encontravam-se em melhor estado de bem-estar, pois foi nestes pontos que os valores do FCR foram mais elevados. Os valores mais baixos foram observados no ponto DJ08. Os valores do FCR dos machos de *C. alburnus* apresentaram pouca variação considerando os pontos de amostragem, sendo observado apenas um aumento no valor deste índice no ponto DJ01 (Figura 23).

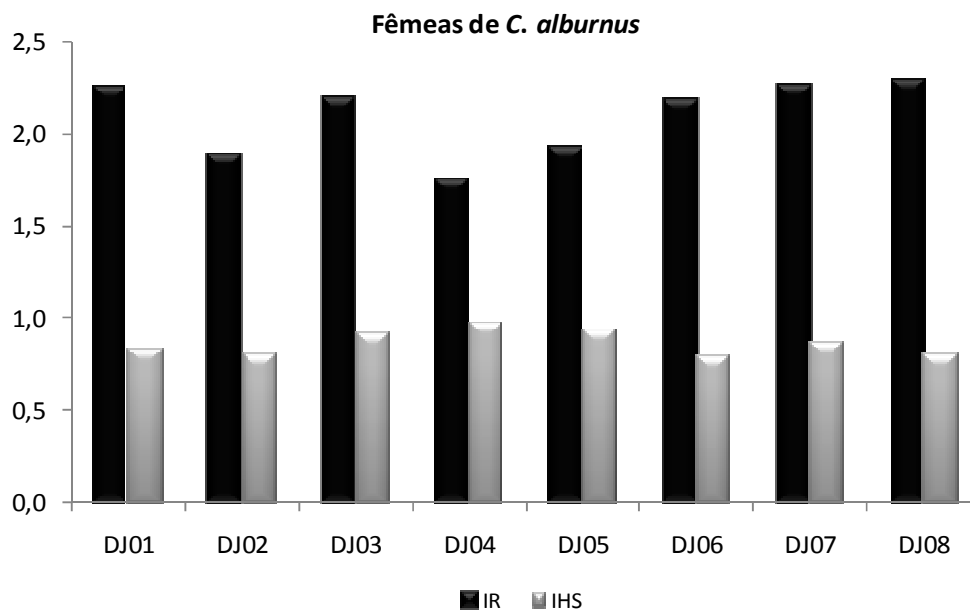


Figura 21: Variação dos Índices de Repleção (IR) e Hepatosomático (IHS) para fêmeas de *Cyanocharax alburnus*, coletadas nos diferentes pontos do Delta do rio Jacuí, RS, entre junho de 2005 e março de 2007.

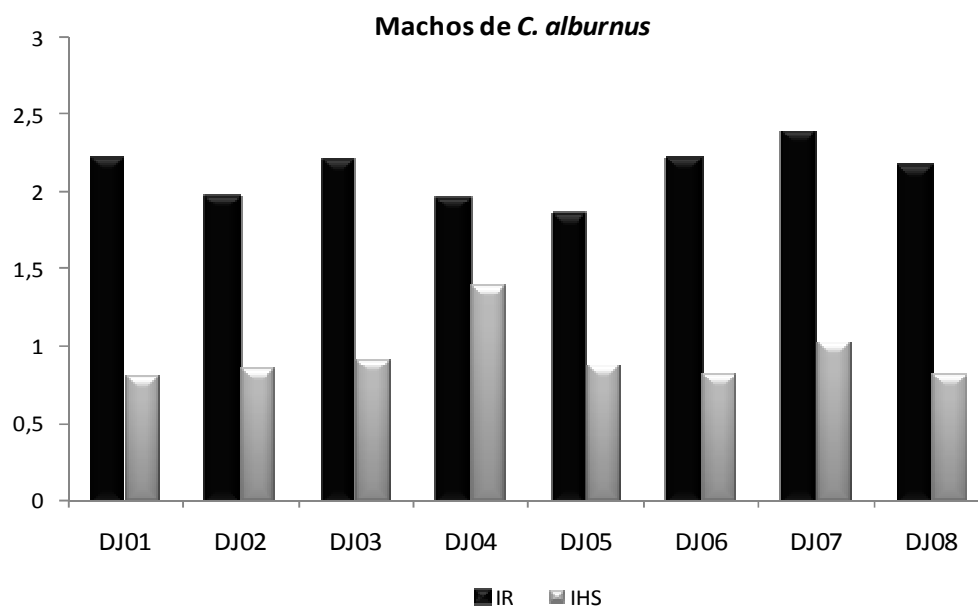


Figura 22: Variação dos Índices de Repleção (IR) e Hepatosomático (IHS) para machos de *Cyanocharax alburnus*, coletados nos diferentes pontos do Delta do rio Jacuí, RS, entre junho de 2005 e março de 2007.

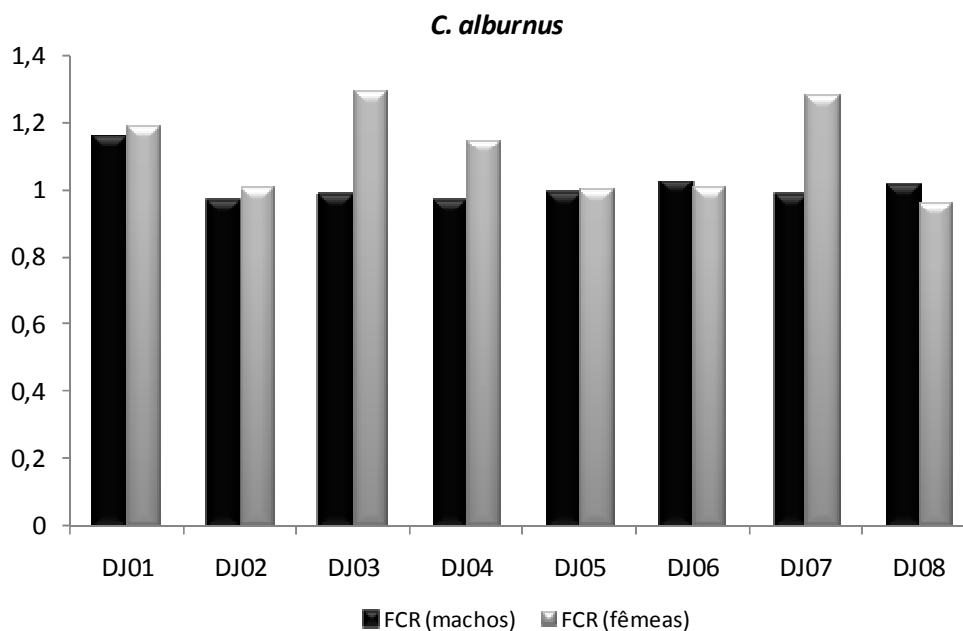


Figura 23: Variação do Fator de Condição Relativo (FCR) para machos e fêmeas de *Cyanocharax alburnus*, coletados nos diferentes pontos do Delta do rio Jacuí, entre junho de 2005 e março de 2007.

Os índices acima foram analisados estatisticamente, aplicando o teste ANOVA às variações sazonais destes índices por pontos de coleta. Não foram observados resultados significativos para o IR, tanto para fêmeas quanto para machos. Para o IHS, somente os valores dos machos foram significativamente diferentes entre os pontos ($F=4,13$; $p=0,001$). O teste *a posteriori* de Tukey, para comparações entre os pares de pontos, mostrou resultados significativos entre os valores do IHS de machos no ponto DJ04 e a maioria dos pontos, exceto com o ponto DJ07 (Tabela XX).

Tabela XX: Resultados do teste de Tukey, para comparações ponto a ponto dos valores do IHS de machos de *Cyanocharax alburnus* coletados no Delta do rio Jacuí. **Negrito:** valores estatisticamente significativos para $\alpha = 0,05$.

Pontos	DJ01	DJ02	DJ03	DJ04	DJ05	DJ06	DJ07	DJ08
DJ01	0,000	0,577	1,295	0,000	0,833	0,196	2,645	0,136
DJ02	1,000	0,000	1,000	0,001	0,255	1,000	2,068	1,000
DJ03	0,983	0,718	0,000	0,004	0,463	0,994	1,350	1,160
DJ04	7,093	6,515	5,798	0,000	6,260	6,897	4,447	6,957
DJ05	0,999	1,000	1,000	0,002	0,000	1,000	0,901	1,000
DJ06	1,000	0,382	1,099	0,001	0,637	0,000	2,450	0,060
DJ07	0,578	0,823	0,978	0,055	1,813	0,667	0,000	0,640
DJ08	1,000	0,442	0,991	0,000	0,697	1,000	2,510	0,000

O FCR apresentou resultados estatisticamente significativos, tanto para fêmeas quanto para machos ($F=17,13$; $p=7,017E-12$ e $F=9,47$; $p=1,076E-07$, respectivamente). Ao comparar-se pontos com pontos (teste de Tukey), houve diferenças significativas no FCR de fêmeas entre a maioria dos pontos e de machos entre o ponto DJ01 e todos os outros pontos de amostragem (Tabela XXI).

Tabela XXI: Resultados do teste de Tukey, para comparações entre os pontos de amostragem dos valores do FCR de fêmeas (F) e machos (M) de *Cyanocharax alburnus* coletados no Delta do rio Jacuí. **Negrito:** valores estatisticamente significativos para $\alpha = 0,05$.

Pontos	DJ01		DJ02		DJ03		DJ04		DJ05		DJ06		DJ07		DJ08	
	F	M	F	M	F	M	F	M	F	M	F	M	F	M	F	M
DJ01	0,000	0,000	5,267	8,898	2,597	8,586	1,000	0,000	6,292	7,186	6,512	7,950	2,186	9,198	7,405	8,038
DJ02	0,010	0,000	0,000	0,000	0,000	1,000	0,032	1,000	1,026	1,712	0,987	0,998	7,453	0,300	0,798	0,999
DJ03	0,599	0,000	7,864	0,312	0,000	0,000	0,343	0,999	8,889	1,400	0,000	1,000	0,411	0,612	10,000	0,549
DJ04	0,574	9,371	4,692	0,473	3,171	0,784	0,000	0,000	5,718	2,185	5,937	1,421	2,760	0,173	6,831	1,333
DJ05	0,001	0,000	0,996	0,926	0,000	0,974	0,004	0,780	0,000	0,000	1,000	0,999	0,000	0,843	0,993	0,999
DJ06	0,001	0,000	1,245	0,948	9,109	0,637	0,002	0,972	0,220	0,764	0,000	0,000	8,698	1,249	0,894	0,088
DJ07	0,779	0,000	0,000	1,000	1,000	1,000	0,523	1,000	8,478	2,012	0,000	0,987	0,000	0,000	0,000	0,991
DJ08	0,000	0,000	2,139	0,860	0,000	1,000	0,000	0,980	1,113	0,852	0,998	1,000	9,591	1,160	0,000	0,000

Para a identificação dos itens alimentares consumidos por esta espécie de peixe, foi analisado o conteúdo estomacal de 501 indivíduos. No total foram identificados 41 tipos de itens alimentares, sendo que o maior número foi registrado no ponto DJ01 (32 itens) e o menor no ponto DJ08 (18 itens). A frequência de ocorrência dos itens alimentares identificados em cada ponto de amostragem consta na Tabela XXII.

Os itens Microcrustáceos, partes de Insetos terrestres, adultos de Dípteros, Matéria Orgânica e Sedimento foram os que apareceram com maior frequência na maioria dos pontos amostrados, no entanto, com valores diferentes dependendo do ponto. O maior valor para o item Microcrustáceos foi observado no ponto DJ04 e a menor frequência foi observada no ponto DJ05. Para os itens partes de Insetos terrestres e adultos de Dípteros, os valores mais altos foram observados no ponto DJ06 e o menor no ponto DJ08. O item Matéria Orgânica mostrou uma maior frequência no ponto DJ07 e o menor no DJ02. O ponto DJ08 apresentou o maior valor para o item Sedimento e o ponto DJ07 o menor.

Alguns itens consumidos por esta espécie merecem destaque, como as Larvas de Dípteros, que em sua maioria foi composto pela família Chironomidae e o item Material Inorgânico, composto basicamente por pedaços de materiais plásticos. Ambos os itens apresentaram maiores frequências nos pontos localizados no lago Guaíba e no ponto do rio dos Sinos (DJ04), pontos estes considerados de baixa qualidade nas análises anteriores.

Tabela XXII: Frequência de Ocorrência dos itens alimentares consumidos por *Cyanocharax alburnus*, nos diferentes pontos amostrais do Delta do rio Jacuí, no período de junho de 2005 a março de 2007.

Itens	DJ01	DJ02	DJ03	DJ04	DJ05	DJ06	DJ07	DJ08
ALGAS	49,0	60,4	81,6	10,9	33,3	40,8	10,0	-
ARACNÍDEOS								
Ácaros	3,9	6,3	10,3	3,6	5,9	5,6	11,7	5,8
Aranhas	21,3	14,6	23,0	10,9	27,5	39,4	15,0	1,9
CRUSTÁCEOS								
Amphipodos	5,2	-	3,4	3,6	2,0	4,2	-	-
Crustáceos NI	0,6	-	-	-	2,0	5,6	1,7	-
Isopodos	-	-	-	-	-	-	1,7	-
Microcrustáceos	35,5	45,8	55,2	89,1	23,5	40,8	45,0	76,9
Ovos	-	-	-	-	-	-	3,3	-
INSETOS								
Partes de Insetos Terrestres	90,3	66,7	89,7	61,8	86,3	93,0	73,3	55,8
Coleopteros								
Adultos Terrestres	16,1	10,4	4,6	1,8	7,8	11,3	8,3	1,9
Larvas	2,6	-	-	3,6	2,0	1,4	3,3	-
Dípteros								
Adultos Terrestres	40,0	33,3	19,5	18,2	31,4	43,7	36,7	9,6
Larvas aquáticas	20,0	16,7	11,5	43,6	41,2	38,0	41,7	51,9
Pupa/Ninfa Dipteros	16,1	18,8	10,3	3,6	37,3	19,7	18,3	23,1
Efemerópteros								
Larvas	11,6	4,2	3,4	14,5	5,9	9,9	5,0	5,8
Hemípteros	-	-	-	1,8	-	-	-	-
Homópteros	4,5	2,1	3,4	1,8	2,0	7,0	10,0	-
Hymenópteros	48,4	6,3	13,8	7,3	33,3	39,4	33,3	-
Isópteros	6,5	-	-	-	-	-	-	-
Neurópteros	1,3	-	-	-	-	-	-	-
Odonatos								
Adultos	-	-	1,1	1,8	-	1,4	-	-
Larva/Ninfa	-	-	2,3	3,6	-	-	-	-
Ortópteros	0,6	-	-	1,8	-	-	-	-
Plecópteros	0,6	-	-	-	-	1,4	5,0	-
Tisanópteros	1,9	4,2	4,6	1,8	7,8	9,9	-	-
Tisanuros	-	-	5,7	1,8	-	2,8	-	1,9
Trichópteros	8,4	20,8	3,4	1,8	7,8	4,2	30,0	11,5
Ovos de Inseto	1,9	-	-	-	-	-	1,7	1,9
COLLÊMBOLOS	9,7	4,2	14,9	3,6	29,4	12,7	20,0	9,6
MOLUSCOS	3,2	4,2	3,4	3,6	-	5,6	1,7	1,9
NEMATÓDEOS	0,6	-	-	-	2,0	-	-	-
PLATELMINTOS	-	-	1,1	-	-	-	-	-
PEIXES								
Restos de peixes	-	-	-	-	-	-	3,3	-
Escamas	4,5	-	2,3	9,1	2,0	7,0	3,3	-
Ovos	0,6	-	-	-	2,0	1,4	-	-
DETRITOS	2,6	-	10,3	-	2,0	1,4	-	1,9
MATERIAL INORGÂNICO	2,6	-	2,3	5,5	7,8	1,4	3,3	-
MATERIAL NI	-	-	-	-	3,9	-	1,7	-
MATÉRIA ORGÂNICA	65,8	52,1	64,4	78,2	80,4	73,2	83,3	59,6
MATÉRIA VEGETAL SUPERIOR	23,2	18,8	27,6	27,3	33,3	33,8	46,7	19,2
SEDIMENTO	48,4	58,3	73,6	63,6	72,5	57,7	41,7	84,6
Número total de estômagos	77	48	87	55	51	71	60	52

Os itens alimentares consumidos por *C. alburnus* foram agrupados em 11 categorias, sendo elas: Insetos Alóctones (IAL), que inclui formas adultas de insetos terrestres; Insetos Autóctones (IAU), que inclui insetos de origem aquática e formas aquáticas de insetos terrestres (larvas, pupas e ninfas); Crustáceos, que inclui crustáceos não identificados (NI), anfípodos, isópodos e microcrustáceos; Aracnídeos, que inclui ácaros e aranhas; Collembola; Algas; Matéria Vegetal Superior (MV); Matéria Orgânica (MO), que compreende matéria orgânica de origem animal digerida de difícil identificação; Sedimento, que inclui partículas minerais; Detrito, que inclui partículas inorgânicas finamente particuladas, com presença ou não de partes orgânicas; e Outros, que compreende os demais itens consumidos que não foram contemplados nas categorias anteriores.

Analisando a composição percentual (Figura 24), percebe-se que a categoria Insetos Alóctones foi a mais consumida nos pontos DJ01 e Ilha da DJ06, respectivamente. Insetos Alóctones apresentaram maior proporção nos pontos DJ07, DJ04 e DJ08, respectivamente. Crustáceos foram mais consumidos no ponto DJ08. A categoria Algas apresentou um valor mais elevado no ponto DJ03, seguido por DJ02. Um maior volume da categoria Matéria Orgânica foi observada no ponto DJ07, seguido pelo ponto DJ04. Os demais recursos alimentares foram menos significativos na dieta de *C. alburnus*, apresentando um valor abaixo de 10% na CP. Apesar das variações na dieta desta espécie, não foram verificadas diferenças significativas ao se aplicar uma ANOVA aos dados de CP entre os pontos de amostragem.

Três níveis de agrupamento foram reconhecidos através dos dados da composição percentual dos itens alimentares em cada ponto (Figura 25). O primeiro grupo é formado pelos pontos DJ06, DJ01 e DJ05; o segundo pelos pontos DJ03 e DJ02; e o terceiro pelos pontos DJ07, DJ04 e DJ08. Insetos Alóctones foram os itens mais consumidos pelos indivíduos do primeiro grupo, sendo o principal responsável pelos altos valores de similaridade entre estes pontos de amostragem. No segundo grupo, as semelhanças entre os pontos foram dadas principalmente pela categoria Algas, seguido pelos Insetos Alóctones. Já no terceiro grupo, os principais responsáveis pelas similaridades entre os pontos constituintes foram os Insetos Autóctones, Crustáceos e Matéria Orgânica.

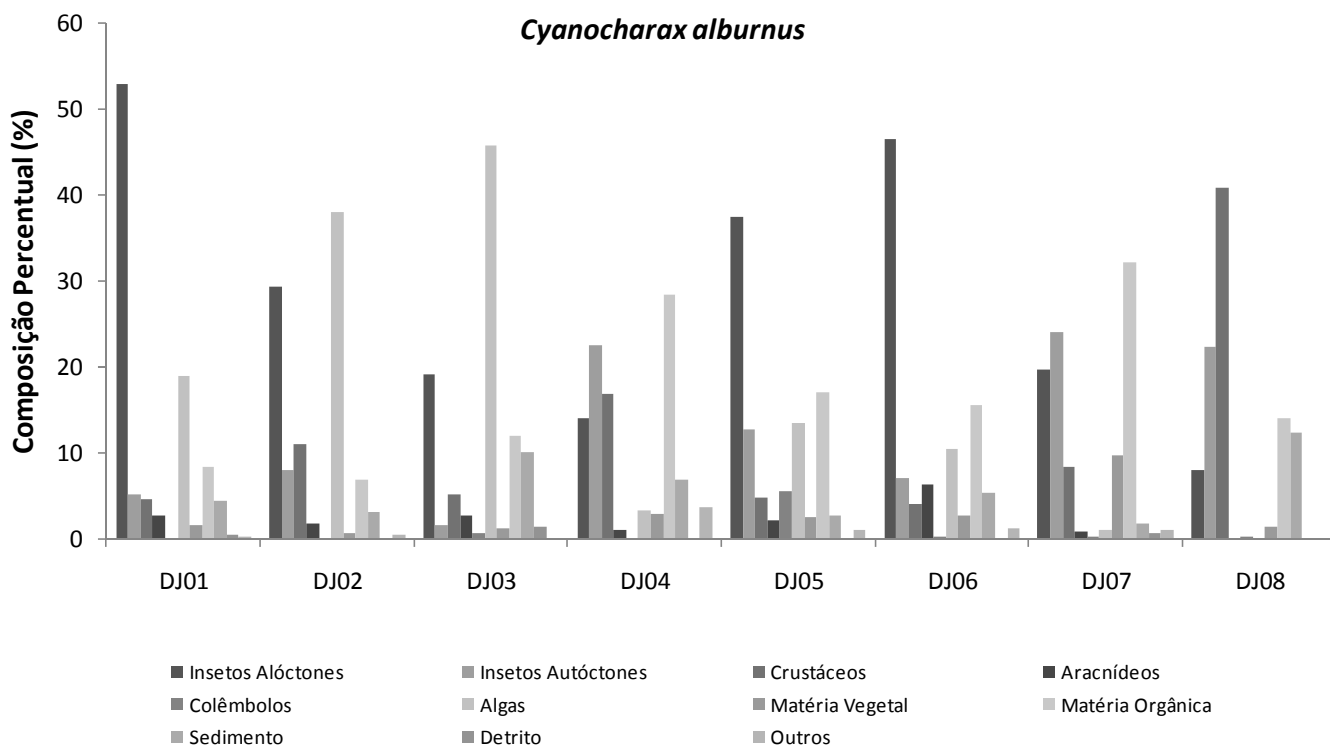


Figura 24: Composição percentual das categorias alimentares consumidas por *Cyanocharax alburnus* nos diferentes pontos de coleta do Delta do rio Jacuí, entre junho de 2005 e março de 2007.

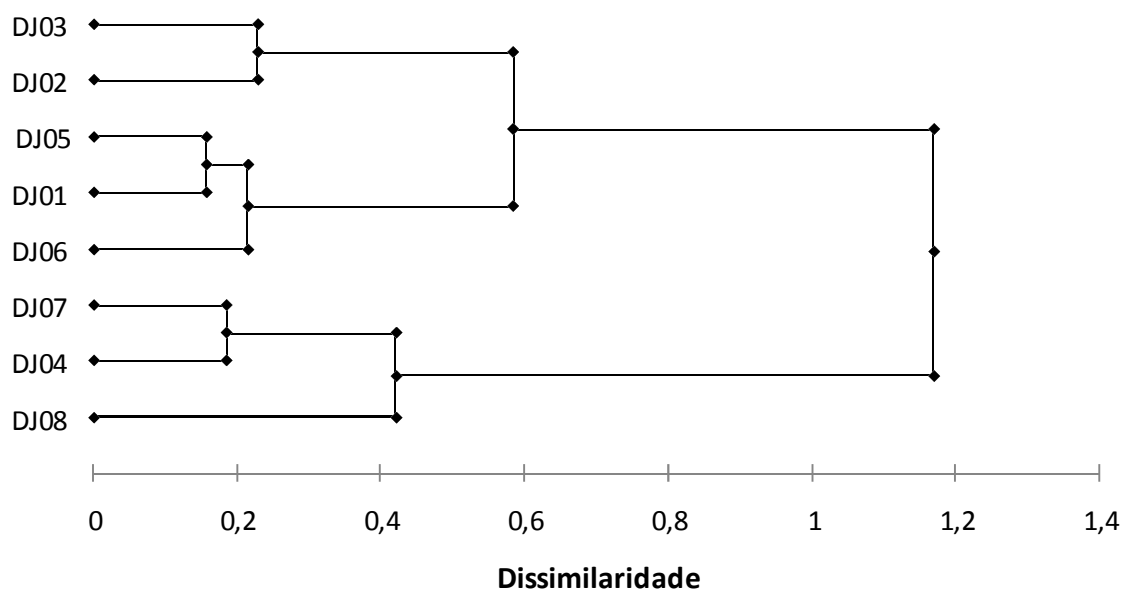
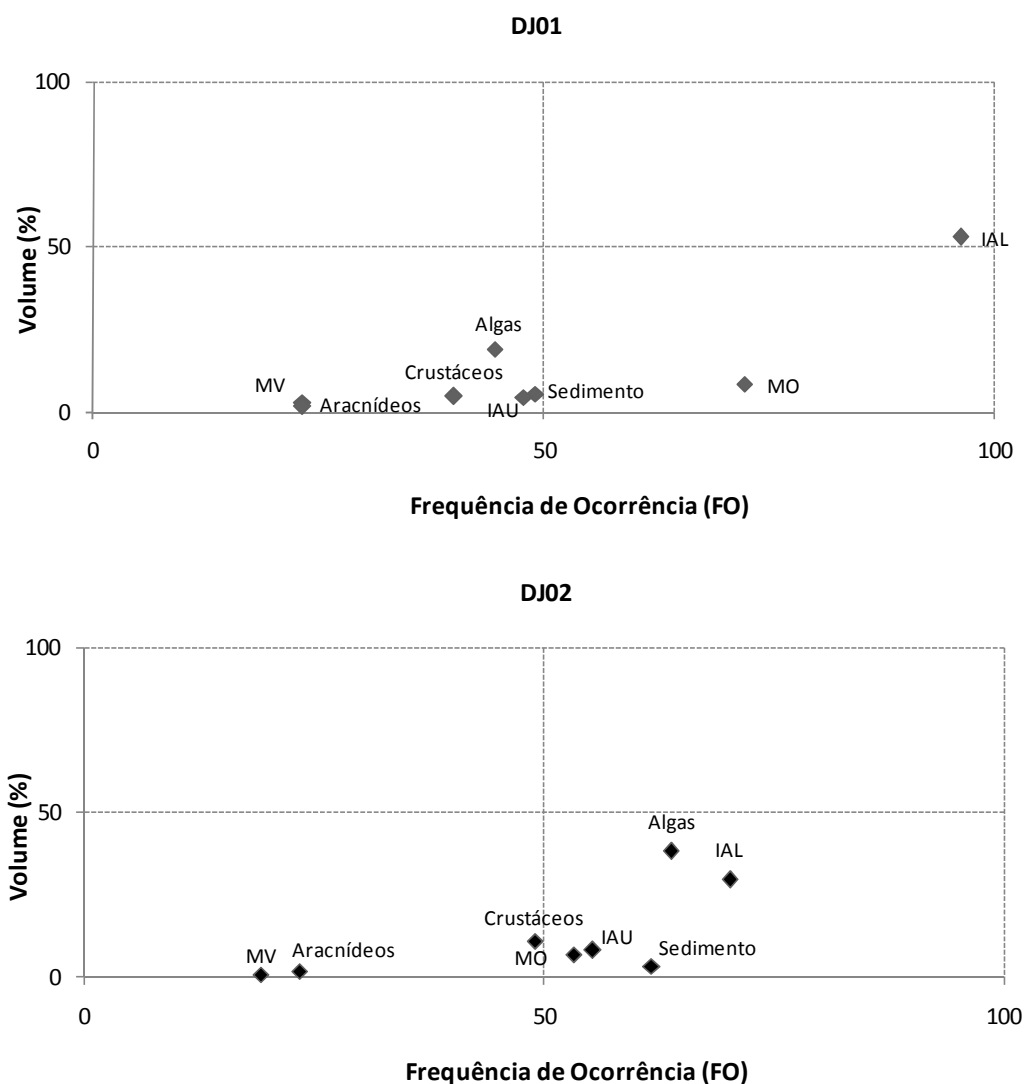
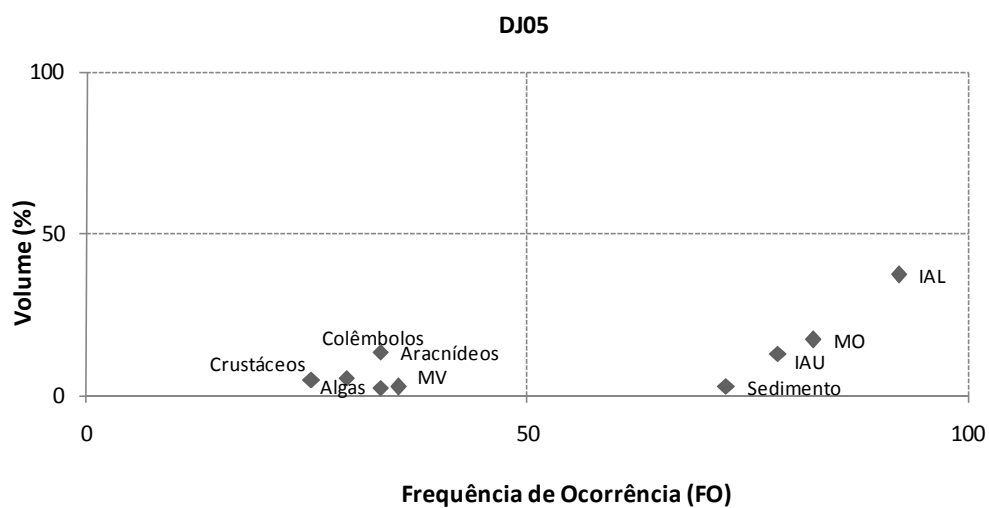
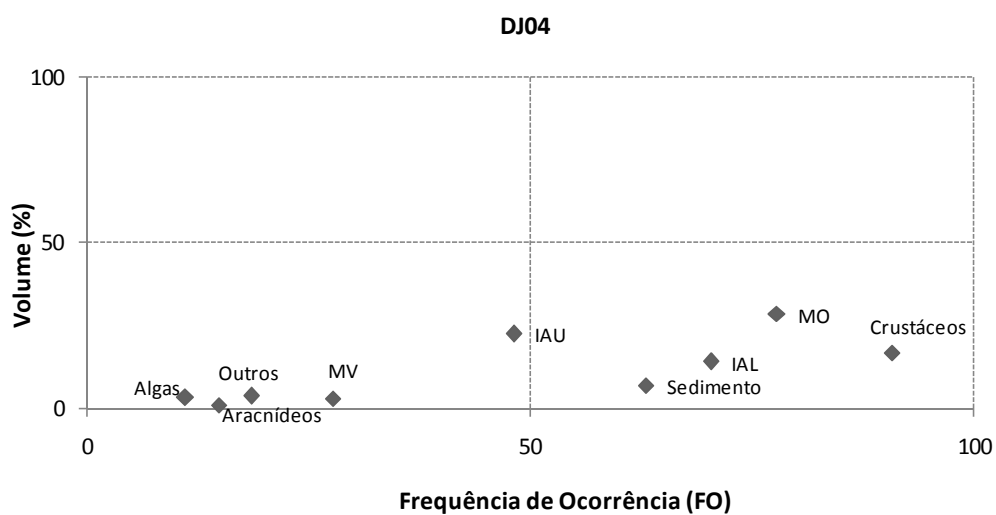
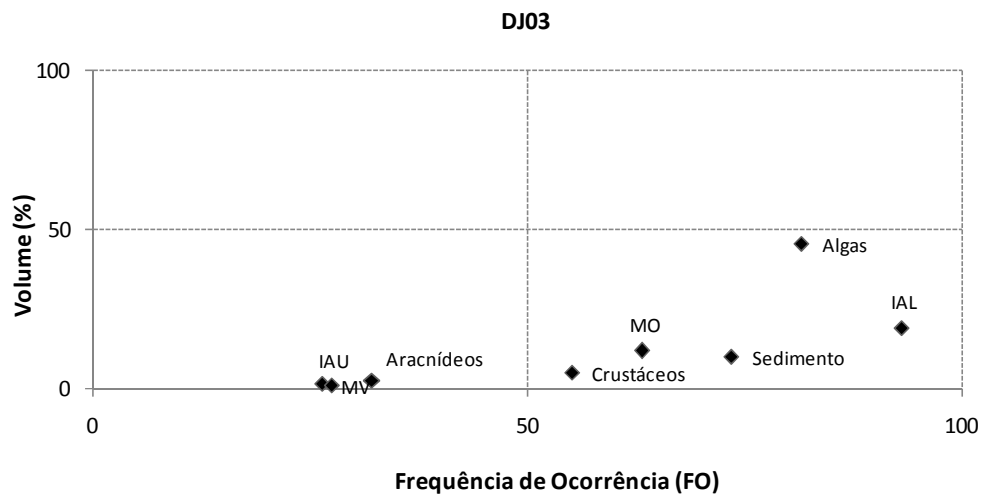
Cyanocharax alburnus

Figura 25: Análise de agrupamento a partir dos dados de composição percentual das categorias alimentares consumidas por *Cyanocharax alburnus*, nos diferentes pontos de amostragem do Delta do rio Jacuí.

Através da análise de Costello (Figura 26) foi possível observar que a ocorrência e/ou volume dos recursos alimentares variaram de acordo com o ponto de amostragem. Insetos Alóctones foram mais consumidos nos pontos DJ01, DJ05 e DJ06. Algas apresentaram valores mais altos nos pontos DJ02 e DJ03. O item Matéria Orgânica foi bastante consumido principalmente nos pontos DJ04, DJ05, DJ06 e DJ07. As maiores contribuições de Sedimento, tanto em frequência quanto em volume, foram observados no ponto DJ08. O alimento Crustáceos, representado em sua maioria pelos microcrustáceos, foi mais consumido nos pontos DJ04 e DJ08. Insetos Autóctones apresentaram suas maiores frequências e/ou volume nos pontos DJ04, DJ07 e DJ08.





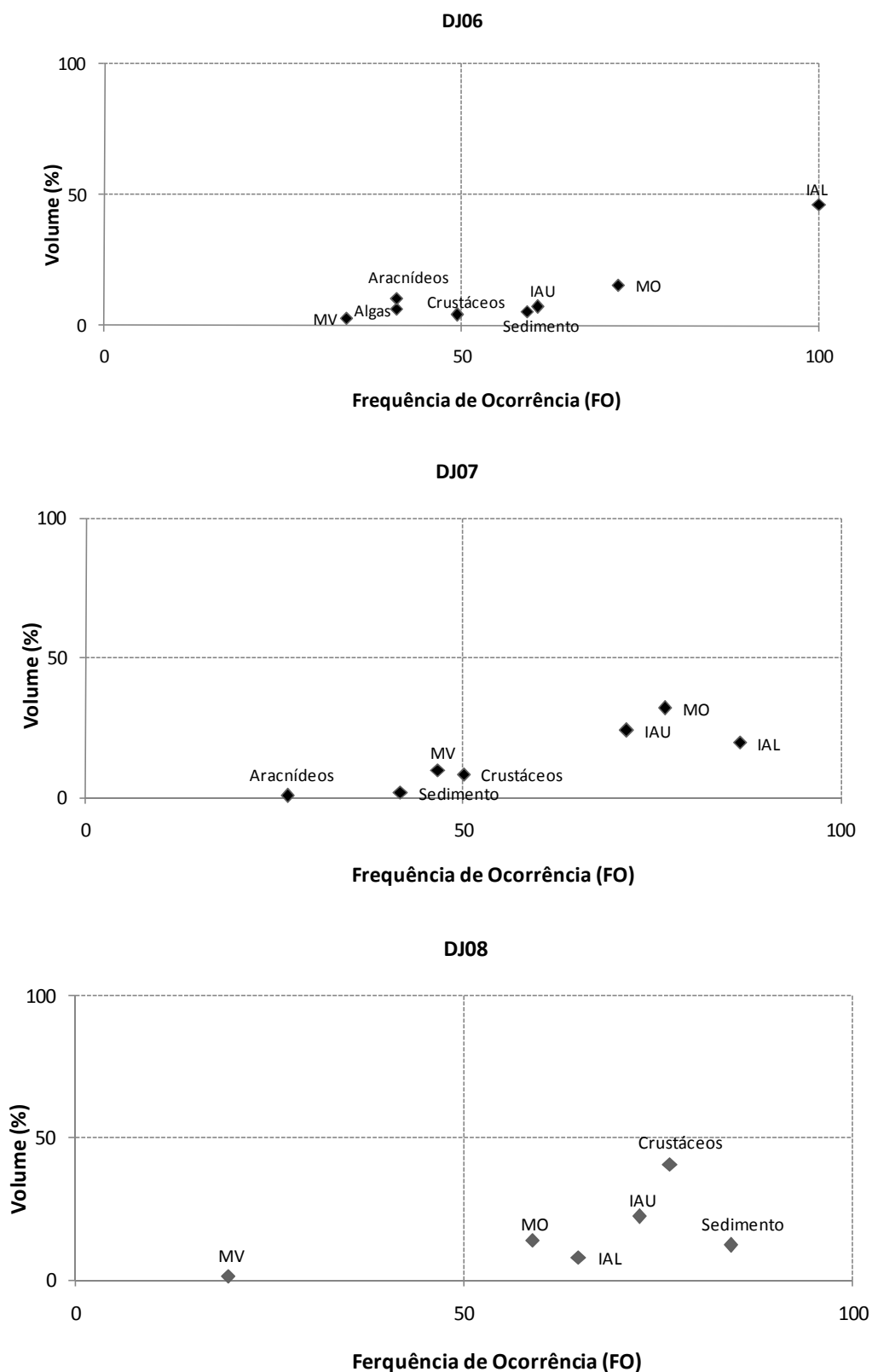


Figura 26: Representação gráfica de Costello, com os dados de frequência de ocorrência e volume das categorias alimentares ingeridas por *Cyanocharax alburnus*, para os diferentes pontos de amostragem.

***Gymnogeophagus gymnogenys*:**

Através da análise do índice de repleção das fêmeas de *G. gymnogenys* observa-se que o maior valor deste índice apresentado pelo ponto DJ03 e o menor valor pelo ponto DJ04 (Figura 27). Já para os machos, o IR foi mais elevado no ponto DJ03 e os mais baixos nos pontos DJ04 e DJ02 (Figura 28). Os maiores valores de IHS de fêmeas e de machos desta espécie foram observados no ponto DJ08 e o menor no ponto DJ02 (Figs. 27 e 28). Quanto à análise do fator de condição relativo de fêmeas, o valor mais elevado foi observado no ponto DJ01 e o menor no ponto DJ02, enquanto que para os machos, o FCR foi atingiu os valores mais altos no ponto DJ04 e mais baixos no ponto DJ08 (Figura 29).

A análise das diferenças nos valores destes índices entre os pontos de amostragem estatisticamente, através da ANOVA, indicou não haver diferenças significativas, tanto para fêmeas quanto para machos. Apenas as variações entre os pontos no FCR de fêmeas foram significativas ($F=4,73$; $p=0,002$). O teste de Tukey mostrou haver diferenças significativas somente entre os pontos DJ01 e DJ08 ($p=0,041$).

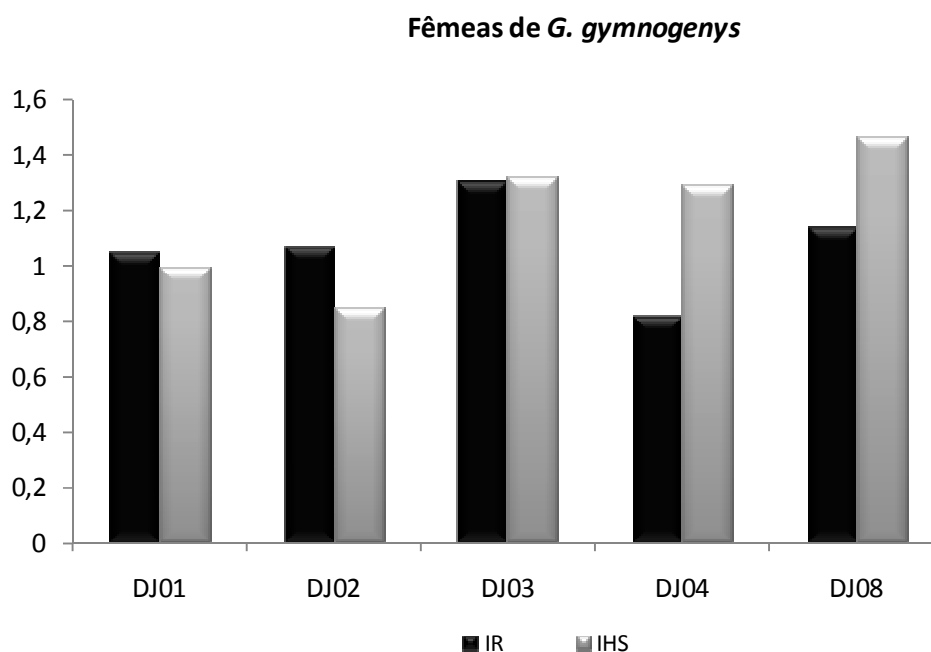


Figura 27: Variação dos Índices de Repleção (IR) e Hepatosomático (IHS) para fêmeas de *Gymnogeophagus gymnogenys*, coletadas nos diferentes pontos do Delta do rio Jacuí, RS, entre junho de 2005 e março de 2007.

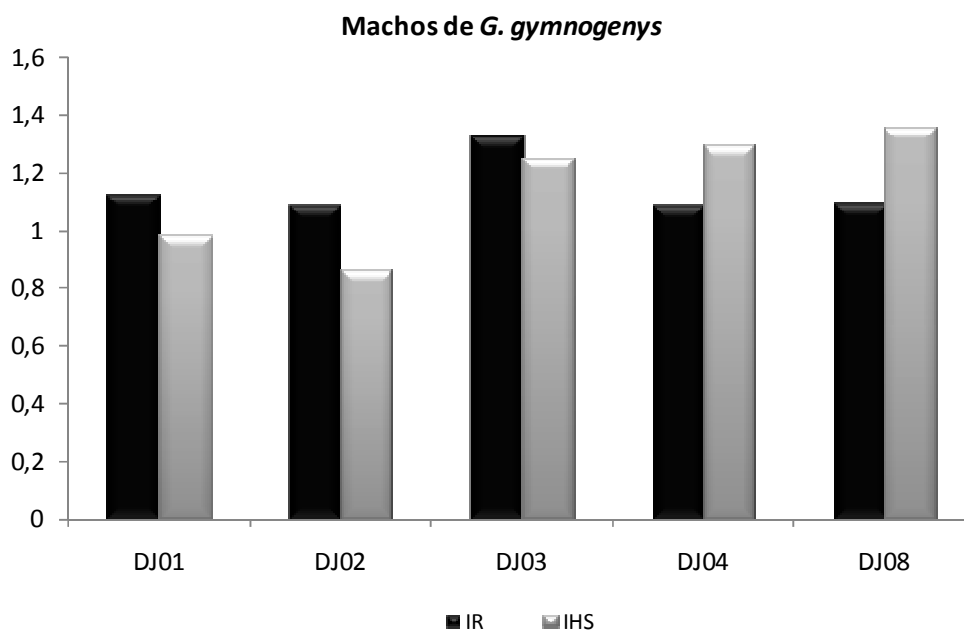


Figura 28: Variação dos Índices de Repleção (IR) e Hepatosomático (IHS) para machos de *Gymnogeophagus gymnogenys*, coletados nos diferentes pontos do Delta do rio Jacuí, RS, entre junho de 2005 e março de 2007.

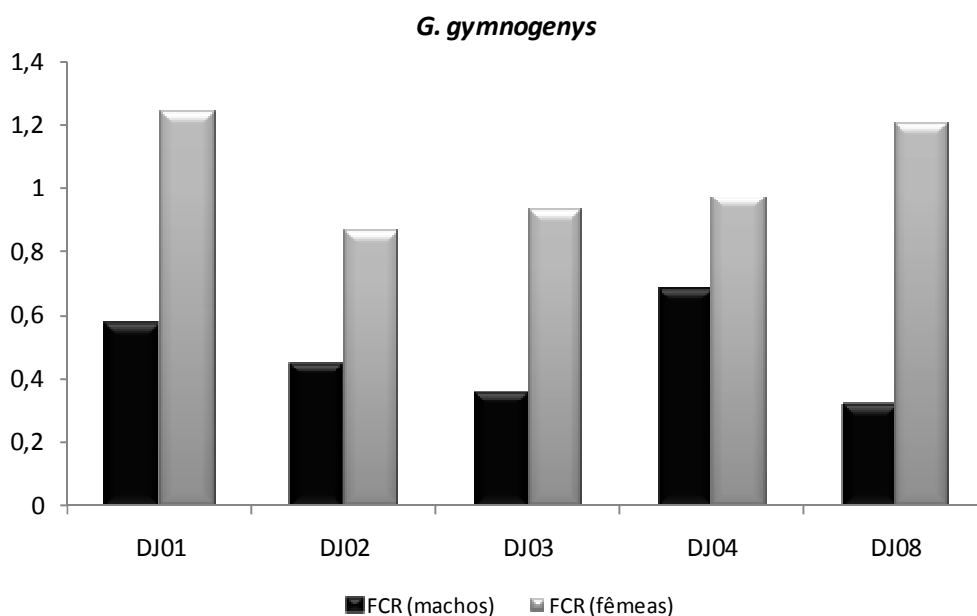


Figura 29: Variação do Fator de Condição Relativo (FCR) de machos e fêmeas de *Gymnogeophagus gymnogenys*, coletados nos diferentes pontos do Delta do rio Jacuí, RS, entre junho de 2005 e março de 2007.

Foram analisados 398 estômagos desta espécie, sendo identificado um total de 28 itens alimentares. Nos pontos DJ05 e DJ06 a abundância de *G. gymnogenys* foi muito baixa (1 e 3 indivíduos, respectivamente) assim, não houve análise da dieta desta espécie nestes pontos. Os pontos com maior número de itens alimentares compondo a dieta foram DJ01 (23), DJ03 (23) e DJ02 (22) e os que apresentaram um menor número de itens foram os pontos DJ07 (13), DJ08 (17) e DJ04 (18) (Tabela XXIII).

As maiores frequências de ocorrência, na maioria dos pontos amostrados, foram dos itens Algas, Microcrustáceos, Larvas de Dípteros, Matéria Orgânica, Matéria Vegetal e Sedimento. Os maiores valores para o item Algas foram observados nos pontos DJ02 e DJ03 e o menor no ponto DJ08. Microcrustáceos e larvas de Dípteros foram mais frequentes no ponto DJ08 e menos no ponto DJ07. Os pontos DJ03 e DJ04 foram os que apresentaram as maiores frequências de Matéria Orgânica e o ponto DJ07 a menor. Matéria Vegetal apresentou a maior frequência no ponto DJ04 e a menor no DJ08. Por fim, o item Sedimento apresentou um valor mais elevado no ponto DJ02 e um menor no DJ03.

Como na dieta de *C. alburnus*, o item Material Inorgânico também fez parte da alimentação de *G. gymnogenys*. Os maiores valores para este item foram observados nos pontos DJ03 e DJ04, respectivamente. O menor valor para este item refere-se ao ponto DJ07.

Cabe salientar que o número de estômagos analisados no ponto DJ07 foi bastante baixo (7) em relação aos demais, o que pode tornar os dados obtidos neste ponto pouco robustos.

Tabela XXIII: Frequência de Ocorrência dos itens alimentares consumidos por *Gymnogeophagus gymnogenys*, entre junho de 2005 e março de 2007, nos diferentes pontos do Delta do rio Jacuí, RS.

Itens	DJ01	DJ02	DJ03	DJ04	DJ07	DJ08
ALGAS	49,7	61,6	57,0	39,7	14,3	2,5
ARACNÍDEOS						
Ácaros	18,6	18,6	6,5	3,8	-	10,0
Aranhas	1,2	2,3	1,9	-	14,3	-
CRUSTÁCEOS						
Crustáceos NI	1,2	3,5	3,7	-	-	2,5
Microcrustáceos	89,4	89,5	89,7	88,5	57,1	95,0
INSETOS						
Partes de Insetos Aquáticos	-	1,2	-	-	1,3	-
Larvas de Insetos NI	0,6	-	-	-	-	-
Partes de Insetos Terrestres	8,1	2,3	1,9	5,1	14,3	2,5
Coleópteros						
Larvas	2,5	-	0,9	1,3	-	-
Dípteros						
Adultos Terrestres	4,3	4,7	3,7	-	14,3	5,0
Larvas aquáticas	80,1	65,1	79,4	80,8	57,1	90,0
Pupa/Ninfa Diptera	15,5	3,5	6,5	14,1	-	5,0
Efemerópteros						
Larvas	1,9	-	0,9	-	-	-
Hymenópteros	1,9	1,2	0,9	-	-	2,5
Odonatos						
Larva/Ninfa	-	-		1,3	-	
Trichópteros	3,7	1,2	0,9	7,7	-	-
COLLÊMBOLOS	-	1,2	-	1,3	-	-
MOLUSCOS	34,8	23,3	18,7	5,1	-	25,0
MIRIÁPODOS	-	1,2	0,9	-	-	-
PLATELMINTOS	0,6	-	-	-	-	-
PEIXES						
Restos de peixes	15,5	19,8	18,7	28,2	28,6	25,0
Escamas	8,1	11,6	6,5	20,5	-	5,0
Ovos	12,4	7,0	9,3	10,3	14,3	5,0
TECAMEBA	-	-	0,9	-	-	-
MATERIAL INORGÂNICO	39,1	37,2	48,6	44,9	14,3	37,5
MATÉRIA ORGÂNICA	94,4	93,0	96,3	96,2	42,9	62,5
MATÉRIA VEGETAL SUPERIOR	66,5	77,9	59,8	82,1	28,6	25,0
SEDIMENTO	91,9	97,7	75,7	96,2	85,7	95,0
Número total de estômagos	80	86	107	78	7	40

Os itens alimentares consumidos por *G. gymnogenys* foram agrupados em 12 categorias, sendo elas: Insetos Alóctones (IAL), que inclui formas adultas de insetos terrestres; Insetos Autóctones (IAU), que inclui insetos de origem aquática e formas aquáticas de insetos terrestres (larvas, pupas e ninfas); Crustáceos, que inclui crustáceos não identificados (NI) e microcrustáceos; Aracnídeos, que inclui ácaros e aranhas; Material Inorgânico (Mat. Inorg.), que inclui principalmente partes de materiais plásticos; Algas; Matéria Vegetal Superior (MV); Matéria Orgânica (MO), que compreende matéria orgânica de origem animal digerida de difícil identificação; Sedimento, que inclui partículas minerais; Peixe, que inclui restos de peixes, escamas e ovócitos; Moluscos; e Outros, que compreende os demais itens consumidos que não foram contemplados nas categorias anteriores.

Através da análise da dieta de *G. gymnogenys*, levando-se em consideração o volume dos recursos alimentares ingeridos (Figura 30), observa-se que Matéria Orgânica e Matéria Vegetal foram os itens que apresentaram os maiores valores nos pontos DJ01, DJ03 e DJ04. No ponto DJ02 houve um equilíbrio entre Algas, Matéria Vegetal, Matéria Orgânica e Sedimento. Insetos Autóctones foram mais consumidos no ponto DJ08 e o item Sedimento apresentou seu maior valor no ponto DJ07. Aracnídeos, Crustáceos, Peixes, Moluscos e Outros foram pouco significativos na dieta desta espécie na maioria dos pontos analisados. Igualmente à espécie anterior, não houve diferenças estatisticamente significativas na dieta de *G. gymnogenys*, analisando os dados da CP entre os pontos de coleta através de uma ANOVA.

Através das similaridades da dieta de *G. gymnogenys* por ponto de coleta, foram formados três níveis de agrupamento. O primeiro foi formado pela maioria dos pontos, DJ01, DJ02, DJ03 e DJ04. O segundo grupo foi formado somente pelo ponto DJ07 e o terceiro pelo ponto DJ08 (Figura 31). Os itens Matéria Orgânica e Matéria Vegetal foram os principais responsáveis pelas similaridades entre os quatro pontos formadores do primeiro agrupamento. O consumo de Sedimento foi responsável pela formação do grupo contendo o ponto DJ07 e Insetos Autóctones pelo grupo formado pelo ponto DJ08.

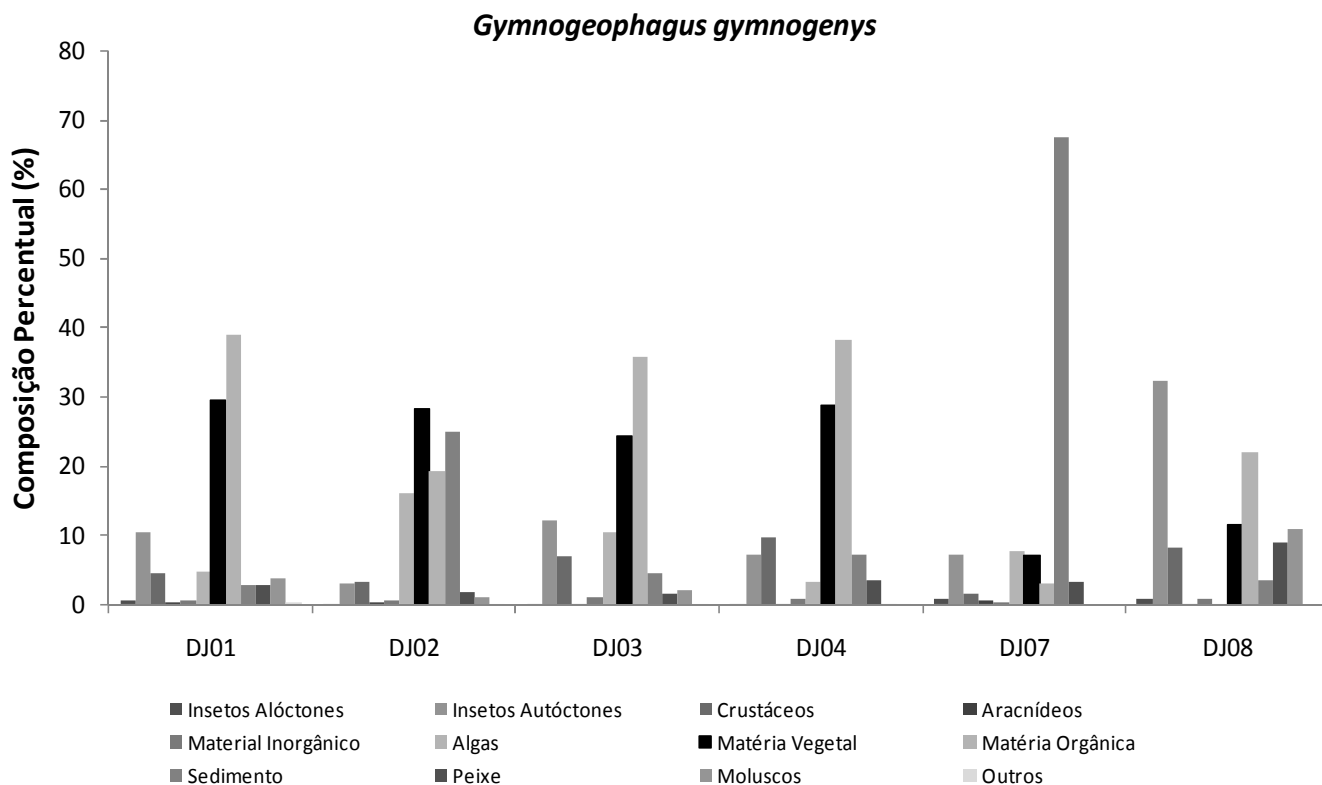


Figura 30: Composição Percentual das categorias alimentares consumidas por *Gymnogeophagus gymnogenys*, entre junho de 2005 e março de 2007, nos diferentes pontos de amostragem do Delta do rio Jacuí, RS.

Gymnogeophagus gymnogenys

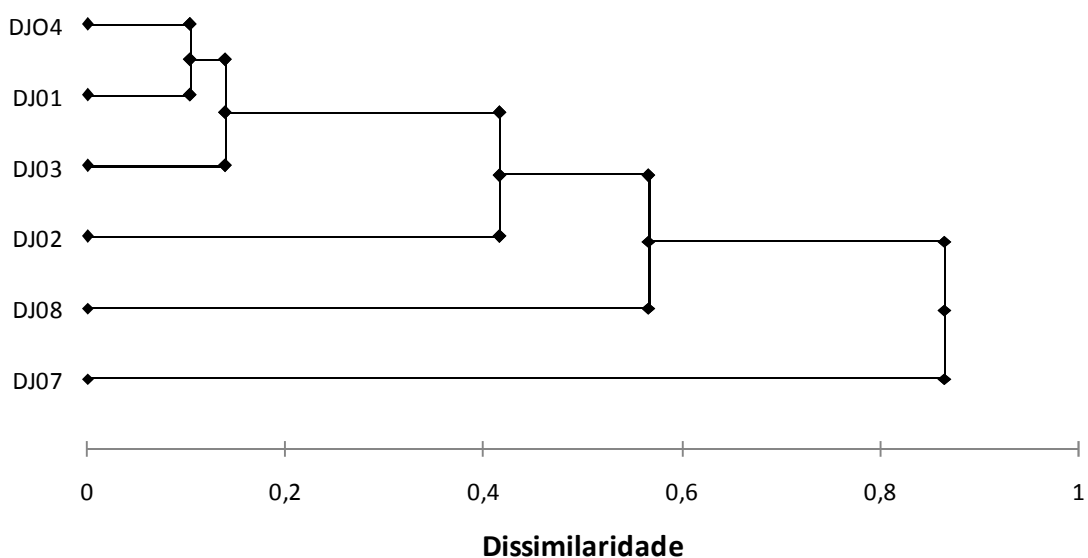
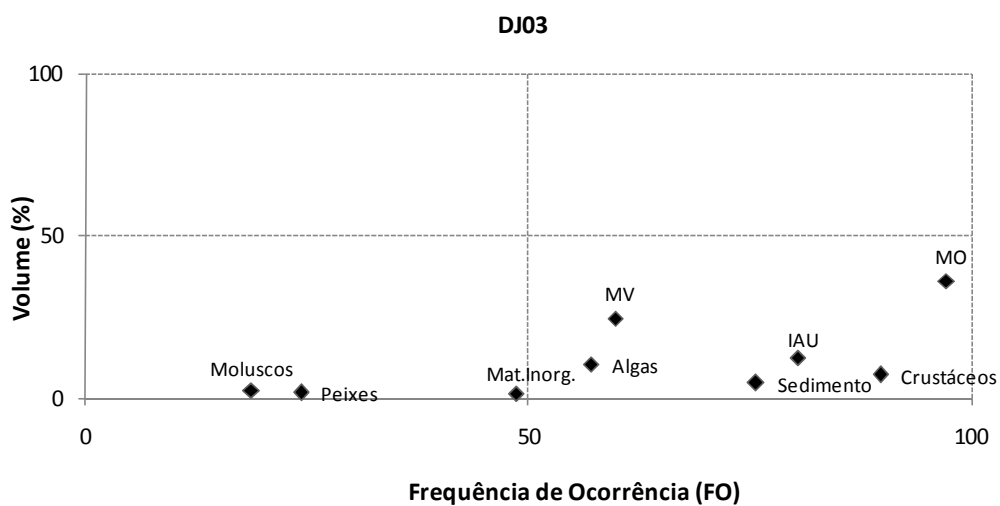
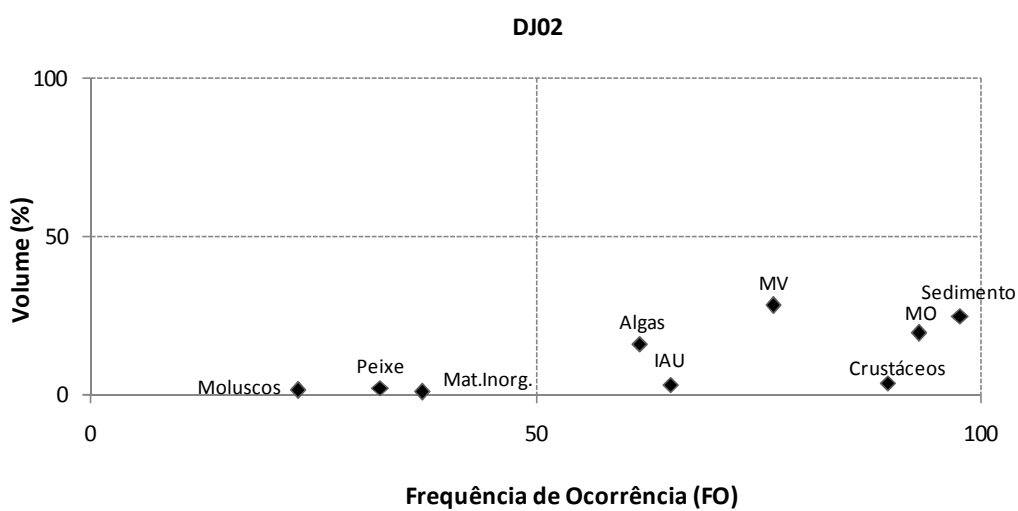
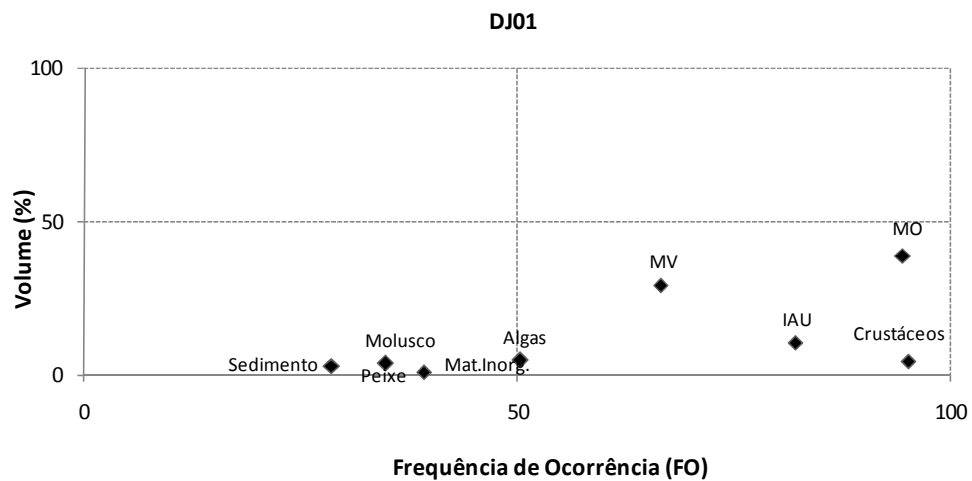


Figura 31: Análise de agrupamento para os valores de composição percentual das categorias alimentares consumidas por *Gymnogeophagus gymnogenys*, por pontos de amostragem.

Analisando a relação entre a frequência das categorias alimentares e seus volumes (Figura 32), pode-se observar que Matéria Orgânica foi o item mais consumido na maioria dos pontos. Percebe-se ainda que os alimentos consumidos por *G. gymnogenys* ocuparam pouco volume, apresentando um percentual sempre abaixo de 50%, exceto o item Sedimento no ponto DJO7. No entanto, apesar de pouco volumosos, estes recursos apresentaram altas frequências de ocorrência. Destacam-se ainda os Insetos Autóctones mais consumidos no ponto DJO8, corroborando com a análise de agrupamento apresentada anteriormente.



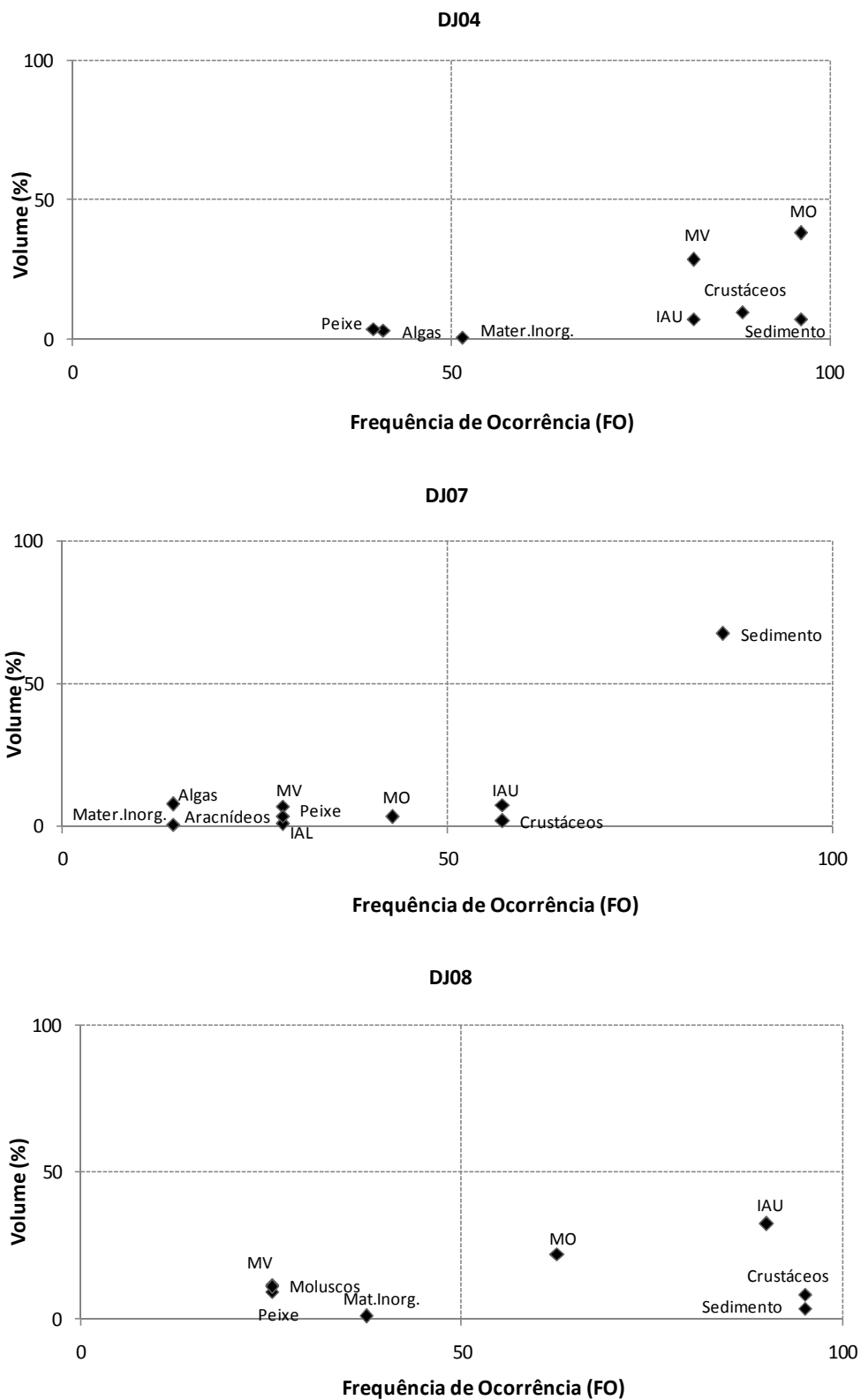


Figura 32: Análise gráfica de Costello a partir da frequência de ocorrência e do volume das categorias alimentares consumidas por *Gymnogeophagus gymnogenys*, nos diferentes pontos de amostragem do Delta do rio Jacuí, RS.

REPRODUÇÃO

Cyanocharax alburnus:

Através da análise da variação do índice gonadossomático entre os pontos de amostragem foi possível observar que o valor mais elevado do IGS de fêmeas ocorreu no ponto DJ02 e o menor no DJ08. O maior IGS de machos foi apresentado pelo ponto DJ07 e o mais baixo pelo ponto DJ02 (Figura 33). Não houve diferenças estatisticamente significativas nos valores do IGS, tanto de machos quanto de fêmeas, entre os locais de amostragem.

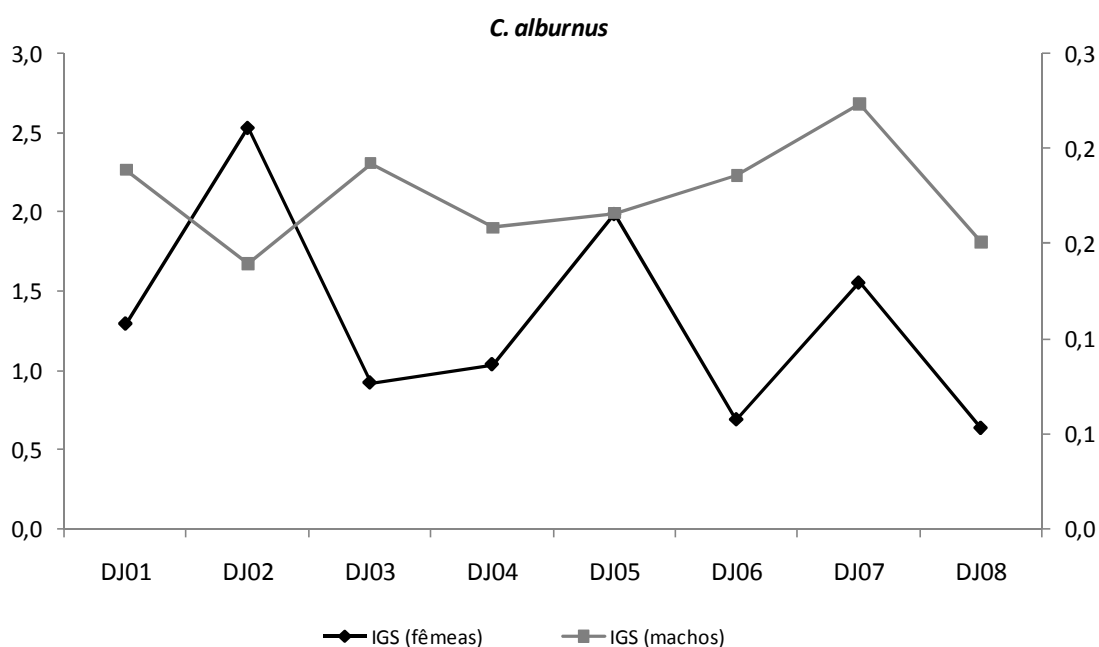


Figura 33: Variação do Índice Gonadossomático (IGS) de fêmeas e machos de *Cyanocharax alburnus*, nos diferentes pontos de amostragem do Delta do rio Jacuí, RS.

Quanto às variações no número de ovócitos, os pontos DJ04 e DJ07 foram os que apresentaram as maiores fecundidades absolutas, sendo a menor fecundidade observada no DJ06. Em relação à fecundidade relativa, o maior valor foi observado no ponto DJ01 e o menor também no ponto DJ06 (Tabela XXIV). Tanto as diferenças na fecundidade absoluta quanto na relativa foram estatisticamente significativas ($H=19,71$; $p=0,006$ e $H=15,58$;

$p=0,029$, respectivamente). As comparações entre os pontos de amostragem através do teste de Mann-Whitney mostraram resultados significativamente diferentes entre alguns locais (Tabelas XXV e XXVI). Analisando a fecundidade absoluta, houve diferenças significativas entre o ponto DJ06 e os pontos DJ01, DJ07 e DJ08 e entre o ponto DJ07 e os pontos DJ01, DJ02 e DJ03. Analisando a fecundidade relativa, houve diferenças significativas entre o ponto DJ01 e os pontos DJ03 e DJ06 e entre o ponto DJ07 e os pontos DJ02, DJ03 e DJ06.

Tabela XXIV: Fecundidades absoluta e relativa de fêmeas maduras de *Cyanocharax alburnus*, coletadas no Delta do rio Jacuí, por locais de coleta. **Negrito:** menores valores; emoldurados: maiores valores.

Pontos	Fecundidade Absoluta média	Fecundidade Relativa média
DJ01	896,1	0,80
DJ02	554,2	0,36
DJ03	731,5	0,30
DJ04	1763,0	0,54
DJ05	1396,5	0,46
DJ06	395,3	0,25
DJ07	1498,7	0,53
DJ08	1083,0	0,50

Tabela XXV: Resultados do teste de Mann-Whitney, para comparações entre os pontos de coleta, dos valores de fecundidade absoluta de *Cyanocharax alburnus*. **Negrito:** valores estatisticamente significativos ($\alpha = 0,05$).

Pontos	DJ01	DJ02	DJ03	DJ04	DJ05	DJ06	DJ07	DJ08
DJ01	0,000	1,000	1,000	0,383	1,000	0,833	1,000	1,000
DJ02	0,074	0,000	0,178	0,242	1,000	0,713	0,629	0,111
DJ03	0,925	1,000	0,000	0,289	1,000	0,112	0,705	1,000
DJ04	1,000	1,000	1,000	0,000	1,000	1,000	1,000	1,000
DJ05	0,395	0,066	0,194	0,724	0,000	0,061	0,594	0,665
DJ06	0,030	1,000	1,000	0,289	1,000	0,000	0,398	0,851
DJ07	0,038	0,023	0,025	0,211	1,000	0,014	0,000	0,070
DJ08	0,219	1,000	0,194	0,289	1,000	0,030	1,000	0,000

Tabela XXVI: Resultado do teste de Mann-Whitney, para comparações entre os pontos de coleta, dos valores de fecundidade relativa de *Cyanocharax alburnus*. **Negrito:** valores estatisticamente significativos ($\alpha = 0,05$).

Pontos	DJ01	DJ02	DJ03	DJ04	DJ05	DJ06	DJ07	DJ08
DJ01	0,000	1,000	0,509	1,000	1,000	0,509	1,000	1,000
DJ02	0,074	0,000	0,178	0,242	1,000	0,111	0,384	0,903
DJ03	0,018	1,000	0,000	0,289	1,000	0,194	0,398	1,000
DJ04	1,000	1,000	1,000	0,000	1,000	1,000	1,000	1,000
DJ05	0,219	0,713	0,885	0,724	0,000	0,194	0,241	0,885
DJ06	0,018	1,000	1,000	0,289	1,000	0,000	0,398	1,000
DJ07	0,721	0,014	0,014	0,803	1,000	0,014	0,000	0,749
DJ08	0,219	1,000	0,665	0,724	1,000	0,471	1,000	0,000

Em relação às medidas dos ovócitos, foram estabelecidas oito classes de acordo com o diâmetro destes ovócitos. A Tabela XXVII apresenta a porcentagem de ovócitos para cada intervalo de classe, em cada ponto de amostragem. Através desta análise foi possível verificar que os ovócitos de *C. alburnus* no ponto DJ01 atingem um tamanho maior. Os pontos localizados no lago Guaíba apresentaram as menores porcentagens de ovócitos maiores, principalmente nas duas últimas classes de tamanho. Apesar destas variações, não houve diferenças significativas entre esses valores entre os pontos de amostragem.

Tabela XXVII: Intervalos de classes dos diâmetros dos ovócitos de fêmeas maduras de *Cyanocharax alburnus*, coletadas nos diferentes pontos do Delta do rio Jacuí, entre junho de 2005 e março de 2007.

Intervalos de classe	Pontos de Amostragem							
	DJ01	DJ02	DJ03	DJ04	DJ05	DJ06	DJ07	DJ08
1	47,0	39,9	45,4	40,7	40,1	36,7	33,7	44,5
2	12,0	13,3	9,4	5,3	13,9	14,4	12,2	8,5
3	7,1	11,4	9,8	10,7	9,5	16,7	13,5	7,0
4	7,7	8,2	8,3	3,3	7,7	1,5	8,4	8,2
5	9,3	7,0	8,8	6,0	12,6	8,0	12,8	12,2
6	12,3	6,3	15,9	22,7	12,6	18,9	15,6	17,7
7	3,7	8,2	2,4	10,7	2,9	3,4	3,2	2,0
8	1,6	5,7	0,0	0,7	0,8	0,4	0,5	0,0

***Gymnogeophagus gymnogenys*:**

Os indivíduos coletados no ponto DJ07 não foram analisados devido ao baixo número amostral.

A análise da variação do índice gonadossomático entre os locais de coleta revela que no ponto DJ04 o IGS das fêmeas desta espécie foi mais elevado, sendo o menor valor observado no ponto DJ02. Analisando somente os machos, o IGS foi mais elevado no ponto DJ02 e mais baixo no ponto DJ01 (Figura 34). Não houve diferenças significativas no IGS de fêmeas e machos entre os pontos de amostragem.

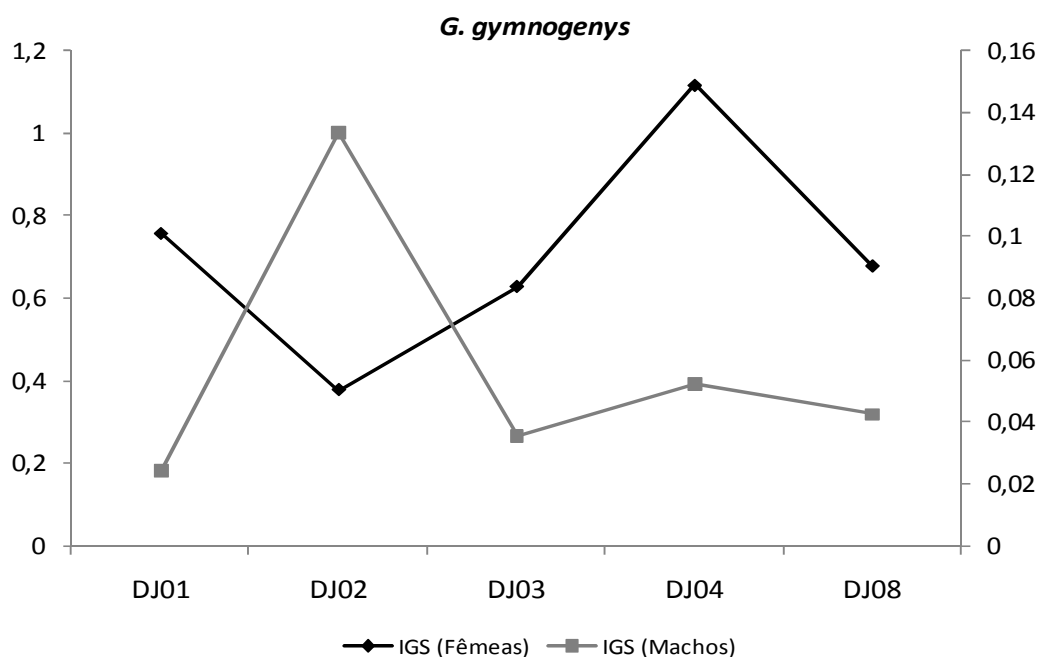


Figura 34: Variação do Índice Gonadossomático (IGS) para fêmeas e machos de *Gymnogeophagus gymnogenys*, nos diferentes pontos de amostragem do Delta do rio Jacuí, RS.

Nesta espécie não houve muita variação em relação à fecundidade, tanto absoluta quanto relativa (Tabela XXVIII). As maiores fecundidades (absoluta e relativa) foram observadas no ponto DJ02, enquanto que a menor fecundidade absoluta ocorreu no ponto DJ03 e relativa no DJ08. Estes dados também não apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre os locais de coleta.

Tabela XXVIII: Fecundidades absoluta e relativa de fêmeas maduras de *Gymnogeophagus gymnogenys*, coletadas nos diferentes pontos de amostrais do Delta do rio Jacuí. **Negrito:** menores valores; emoldurados: maiores valores.

Pontos	Fecundidade Absoluta média	Fecundidade Relativa média
DJ01	484,1	0,032
DJ02	700,0	0,036
DJ03	418,7	0,031
DJ04	470,9	0,033
DJ08	589,4	0,029

Através da análise da variação no tamanho dos ovócitos entre os pontos de coleta, observa-se que no ponto DJ02 os ovócitos atingem um maior tamanho (Tabela XXIX). O ponto DJ08 apresentou as menores porcentagens de ovócitos nos maiores diâmetros. Foi neste ponto também que houve uma alta porcentagem de ovócitos na classe 4. Todavia, não houve diferenças significativas entre as porcentagens das classes de diâmetro de ovócitos entre os pontos de amostragem.

Tabela XXIX: Intervalos de classes dos diâmetros dos ovócitos de fêmeas maduras de *Gymnogeophagus gymnogenys*, coletadas no Delta do rio Jacuí, entre junho de 2005 e março de 2007.

Intervalos de classe	Pontos de amostragem				
	DJ01	DJ02	DJ03	DJ04	DJ08
1	48,7	40,0	48,8	39,0	50,4
2	14,4	16,4	13,5	15,0	13,6
3	9,5	8,2	8,9	12,2	9,0
4	5,3	5,1	4,4	7,9	17,0
5	6,5	0,2	7,2	3,3	6,3
6	2,1	4,9	3,7	7,2	0,9
7	8,8	19,1	12,4	14,8	2,1
8	4,7	6,0	1,1	0,6	0,7

ANÁLISE HISTOLÓGICA DAS GÔNADAS

Gônadas femininas: O ovário é normalmente um órgão pareado em teleósteos e é composto por folículos derivados de um epitélio germinativo que contém a ovogônia, que se desenvolve em ovócitos e o epitélio folicular circundante. Suportando o tecido ou estroma encontra-se um tecido nervoso e vascular. Os ovários são revestidos por uma túnica albugínea de tecido fibroso e músculo liso. Da túnica albugínea partem finas ramificações que penetram no parênquima do ovário, sendo formadas por epitélio germinativo, epitélio folicular e tecido conjuntivo. Estes tecidos constituem tênues paredes que formam câmaras onde se alojam os ovócitos nos mais variados estádios de desenvolvimento. Vasos sanguíneos são observados tanto na túnica albugínea quanto no parênquima da gônada.

O estágio de crescimento previtelogênico ou primário inclui ovócitos com cromatina nuclear e citoplasma escasso e um núcleo localizado centralmente contendo um nucléolo simples, basófilo e ovócitos perinucleares, reconhecidos pelo aumento do volume do citoplasma, núcleo grande (vesículas germinativas) e múltiplos nucléolos. Durante o crescimento previtelogênico, alvéolos corticais são depositados no citoplasma dos ovócitos periféricos. Esses alvéolos são produzidos dentro do ovócito. O crescimento vitelogênico envolve um sequestro e empacotamento (pelo sangue) de vitelogenina derivada hepaticamente (Patiño & Sullivan, 2002). Em estágios que antecedem o crescimento vitelogênico, alvéolos corticais são ainda proeminentes, mas glóbulos ou grânulos de vitelo mais densamente corados tornam-se aparentes. No crescimento vitelogênico intermediário, os alvéolos corticais são empurrados para a periferia do ovócito e a maior parte do citoplasma é preenchida por grânulos de vitelo. Durante a maturação, estes grânulos se fundem e aparecem como uma massa hialina homogênea. Depois os ovos são expelidos (ovulados) dentro da cavidade ovariana ou peritonal e folículos pós-ovulatórios permanecem por algum tempo.

Gônadas Masculinas: Os testículos são órgãos situados na região dorsal do abdômen, abaixo da bexiga natatória e encontram-se revestidos por uma fina cobertura de tecido conjuntivo chamada de túnica albugínea. Ramificações da túnica albugínea, formadas por tecido conjuntivo, estendem-se pelo corpo da gônada formando túbulos seminíferos ou lóbulos onde se alojam células sexuais em diferentes estágios de desenvolvimento (células

de Sertoli, espermatogônias, espermatócitos, espermatídes e espermatozóides). Vasos sanguíneos são observados tanto na túnica albugínea quanto no parênquima da gônada. Células de Leydig, envolvidas na produção de hormônio masculino são um componente típico do interstício. As células de Sertoli são importantes na regulação da barreira testículo-sangue, fornecem células germinativas de suporte e são importantes na fagocitose de corpos residuais e outros detritos celulares.

O estágio testicular é geralmente baseado em proporções relativas de espermatócitos (primários e secundários), espermatídes e espermatozóides. A maior parte dos estágios testiculares inclui: testículos imaturos ou regredidos, contendo somente espermatogônias, embora com um pouco de esperma residual presentes dentro do lúmen lobular; em maturação inicial, com predomínio de espermatócitos e espermatídes, porém com poucos espermatozóides presentes; em maturação intermediária, contendo aproximadamente as mesmas proporções de espermatócitos, espermatídes e espermatozóides; e em maturação final ou tardia, contendo todos os estágios de desenvolvimento, porém com predomínio de espermatozóides maduros. Testículos semi-esgotados ou esgotados podem conter um pouco de espermatozóides.

Cyanocharax alburnus:

Foram analisados 36 exemplares desta espécie, sendo 18 fêmeas e 18 machos. Foram identificadas 11 fêmeas em estágio imaturo, uma em maturação inicial, duas em estágio semi-esgotado e quatro em estágio esgotado. O estágio imaturo se caracteriza pela presença de ovogônias, células intersticiais e ovócitos pré-vitelogênicos I e II. O estágio semi-esgotado se caracteriza pela presença de ovócitos pré-vitelogênicos I e II, poucos ovócitos vitelogênicos III e IV e folículos atrésicos; o estágio esgotado se caracteriza pela presença de ovócitos em estágio pré-vitelogênico I e II, folículos atrésicos e muitos folículos vazios.

Dentre os machos analisados, dois encontravam-se em estágio imaturo, em função de apresentarem somente células intersticiais, espermatogônias e poucos espermatócitos. Quatro indivíduos encontravam-se no estágio de maturação inicial, que se caracteriza pelo fato de serem observadas células intersticiais, espermatogônias e poucos espermatócitos

primários. Dez testículos estavam em estágio de maturação intermediária, caracterizado por uma certa proporcionalidade entre espermatogônias, espermatócitos e espermatozóides. Dois indivíduos encontravam-se em maturação avançada, que se caracteriza pela presença de poucas espermatogônias, numerosos espermatócitos e muitos espermatozóides.

Nesta espécie cinco fêmeas apresentaram alterações (28%), relacionadas a um aumento excessivo de ovócitos em atresia (pré-vitelogênicos e vitelogênicos). Destas, duas pertenciam ao ponto DJ01, uma ao ponto DJ02, uma ao ponto DJ05 e uma ao DJ06. Atresia é um processo degenerativo e de reabsorção, caracterizada pela desintegração do núcleo, quebra do envelope vitelínico e aumento do número e tamanho das células foliculares (granulosa); liquefação dos grânulos de vitelo com as células foliculares entrando no ovócito para fagocitose do material em degeneração; degeneração das células foliculares depois que a reabsorção do vitelo é completada e eventualmente células semelhantes à fibroblásticas em volta de um resto de material marrom-amarelado.

Dentre as fêmeas com alterações no ponto DJ01, uma se encontrava em estágio semi-esgotado, apresentando muitos ovócitos em atresia, tanto maduros (vitelogênicos) como secundários (pré-vitelogênicos), poucas ovogônias e muitos ovócitos vitelogênicos em estágio III e IV (Figura 35). O ovário da outra fêmea alterada presente neste ponto encontrava-se em estágio esgotado e apresentava praticamente apenas ovócitos de reserva e ovócitos atrésicos (maduros e secundários), ambos em grande quantidade.

No ponto DJ02, a fêmea se encontrava em estágio semi-esgotado e apresentava muitas alterações, pois além da grande quantidade de ovócitos em atresia, alguns ovócitos de reserva encontravam-se em degeneração celular e outros apresentavam dois núcleos (Figura 36). As fêmeas dos pontos DJ05 e DJ06 também encontravam-se em estágio esgotado, com a presença de muitos ovócitos atrésicos.

Não foi observada nenhuma alteração histopatológica nas gônadas de machos de *C. alburnus*.

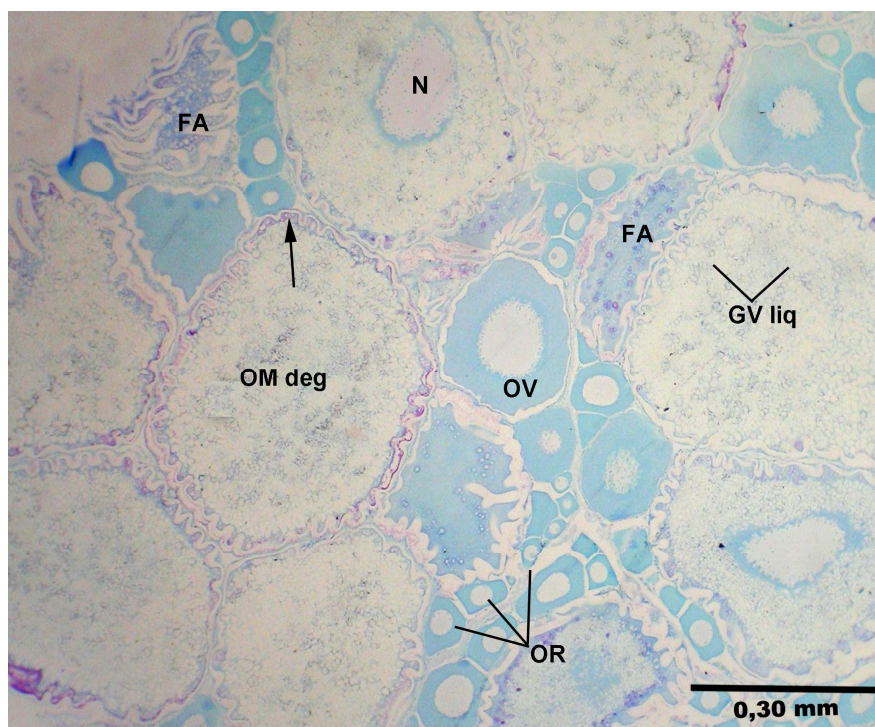


Figura 35: Ovário de *Cyanocharax alburnus* do ponto DJ01 em atresia, no estágio semi-esgotado. OR: ovócito de reserva; OV: ovócito vitelogênico; OM deg: ovócito maduro em degeneração; FA: folículo atrésico; N: núcleo; GV liq: grânulos de vitelo em liquefação; Seta: desintegração do envelope vitelínico. Aumento: 10X.

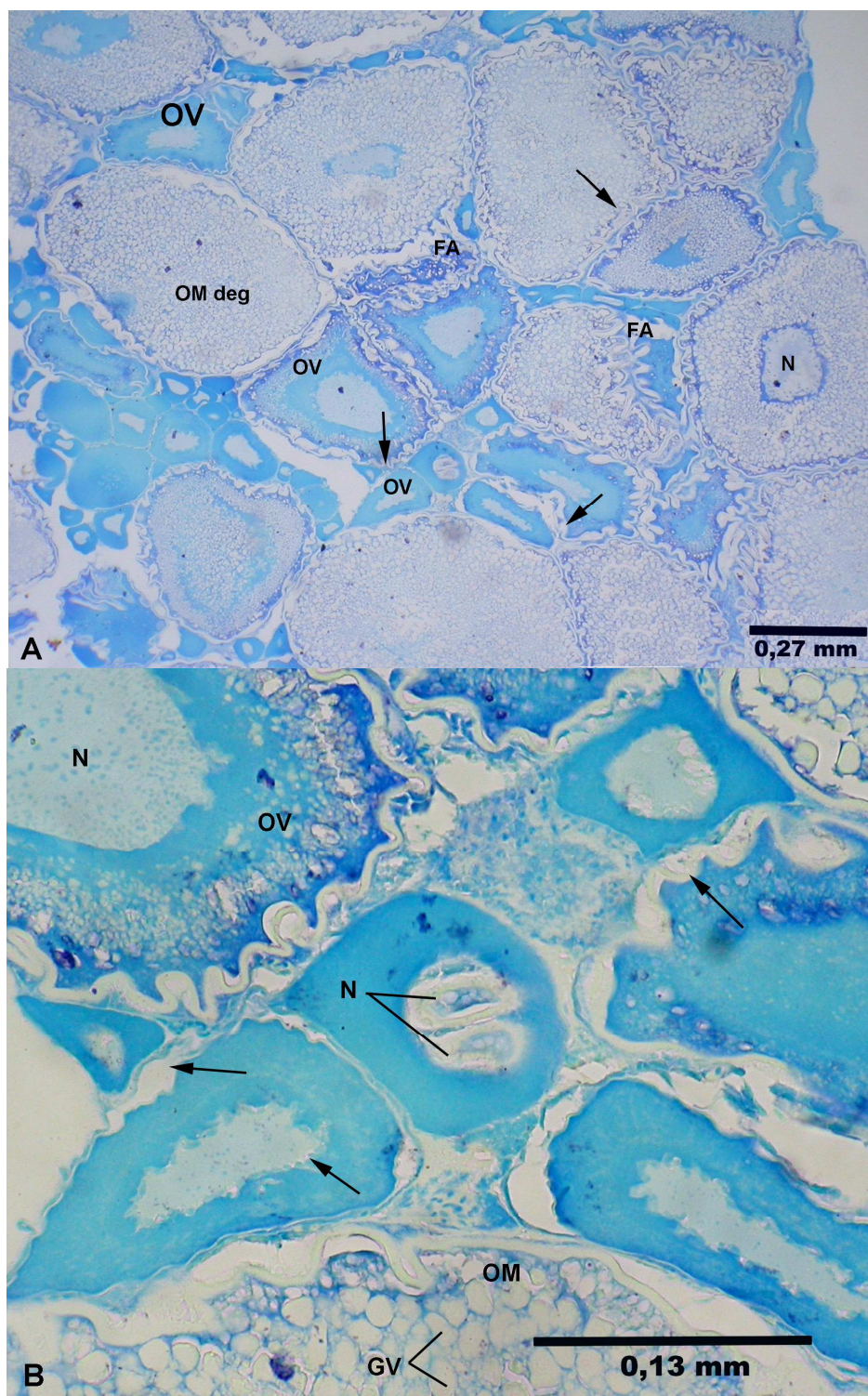


Figura 36: Gônada semi-esgotada de *Cyanocharax alburnus* do ponto DJ02. Ovário em atresia (A – aumento 10X) e detalhe de um ovócito com dois núcleos (B – aumento 40X). OV: ovócito vitelogênico; OM: ovócito maduro; OM deg: ovócito maduro em degeneração; GV: grânulos de vitelo; N: núcleo; FA: folículo atrésico; Setas: desintegração do envelope vitelínico e da membrana nuclear.

Gymnogeophagus gymnogenys:

Foram analisadas gônadas de 20 indivíduos desta espécie, sendo 11 fêmeas e nove machos. Duas fêmeas encontravam-se em estágio imaturo, duas em estágio de maturação inicial, duas em maturação intermediária, duas em estágio semi-esgotado e três em estágio esgotado. Dentre os machos, um estava em estágio imaturo, quatro em maturação inicial, um em maturação avançada e três estavam em estágio semi-esgotado (pouquíssimos espermatozoides, muitos espermatozoides e espaços entre os túbulos seminíferos, indicando a liberação de espermatozoides).

Nesta espécie também foram observadas alterações histopatológicas apenas em gônadas femininas. As duas fêmeas analisadas no ponto DJ02 apresentavam alterações, ambas encontravam-se em estágio semi-esgotado. Uma gônada apresentava ovócitos de reserva e pré-vitelogênicos em degeneração, com alterações na forma da célula e migração do núcleo para a periferia da célula, além de muitos ovócitos com redução no número e tamanho dos nucléolos (Figura 37). A outra fêmea deste ponto apresentava secreção de líquido, formado por proteínas, sais minerais, água e etc, chamado de centro melonomacrofágico, por entre as células e também alguns ovócitos de reserva em degeneração celular. Duas fêmeas do ponto DJ03 também apresentaram alterações, a primeira apresentava muitas modificações, caracterizando um tumor (neoplasia), pois as células encontravam-se sem uma forma e arranjo bem definidos, com muita secreção de líquido entre as células e presença de muitos vasos sanguíneos, característica de tecido tumoral (Figura 38). A outra fêmea se encontrava em maturação inicial, com muitos ovócitos em degeneração e com redução no número e tamanho dos nucléolos de alguns ovócitos. Uma fêmea no ponto DJ08, em estágio esgotado, apresentou alterações na forma das células e muita secreção de líquido por entre as células (Figura 39).

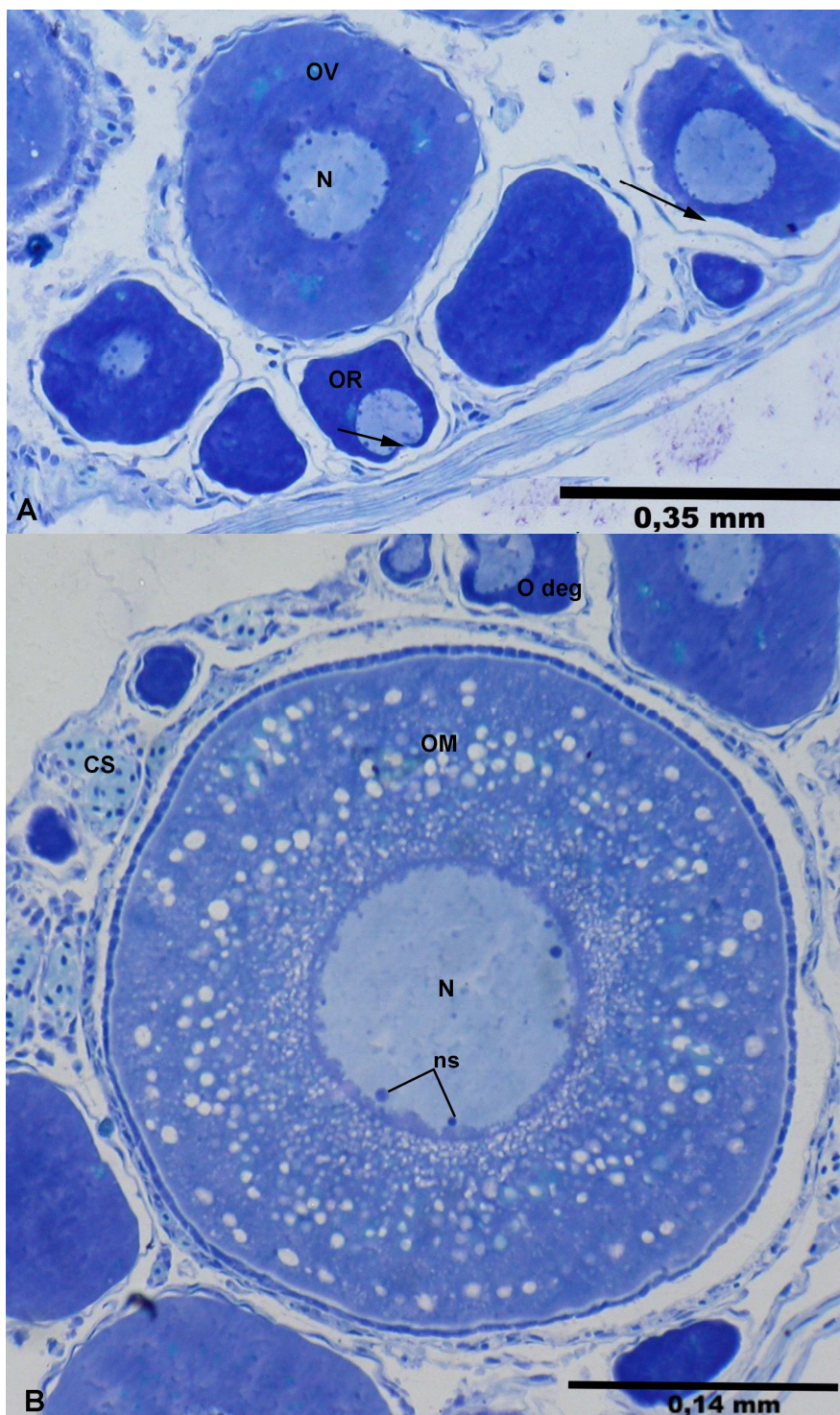


Figura 37: Gônada semi-esgotada de *Gymnogeophagus gymnogenys* do ponto DJ02, indicando ovócitos em processo degenerativo (A – aumento 10X) e diminuição no tamanho e número de nucléolos (B – aumento 40X). OV: ovócito vitelogênico; OR: ovócito de reserva; OM: ovócito maduro; N: núcleo; ns: nucléolos; Setas: migração do núcleo para a periferia do ovócito.

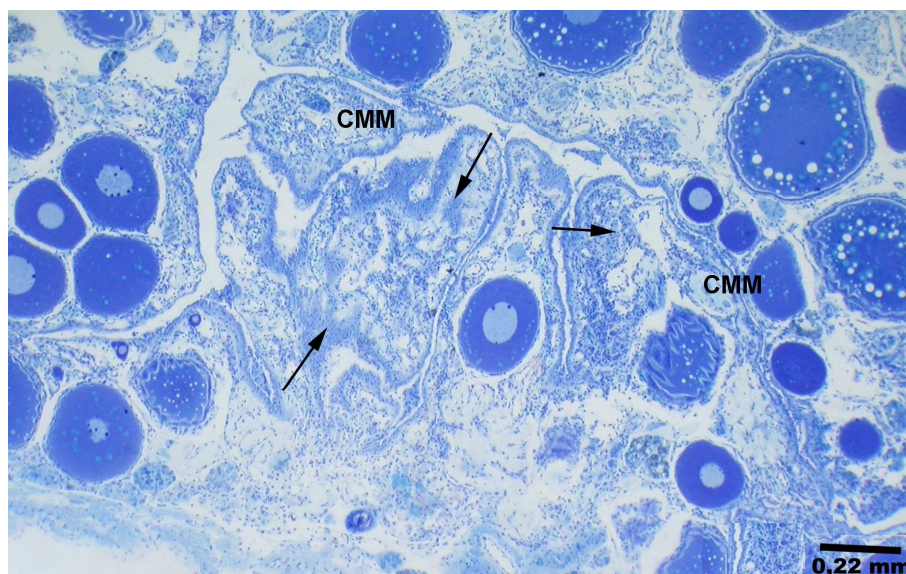


Figura 38: Gônada de fêmea de *Gymnogeophagus gymnogenys*, do ponto DJ03, com presença de tumor. CMM: centro melanomacrofágico; Setas: desorganização celular ocasionada pela presença do tumor. Aumento 10X.

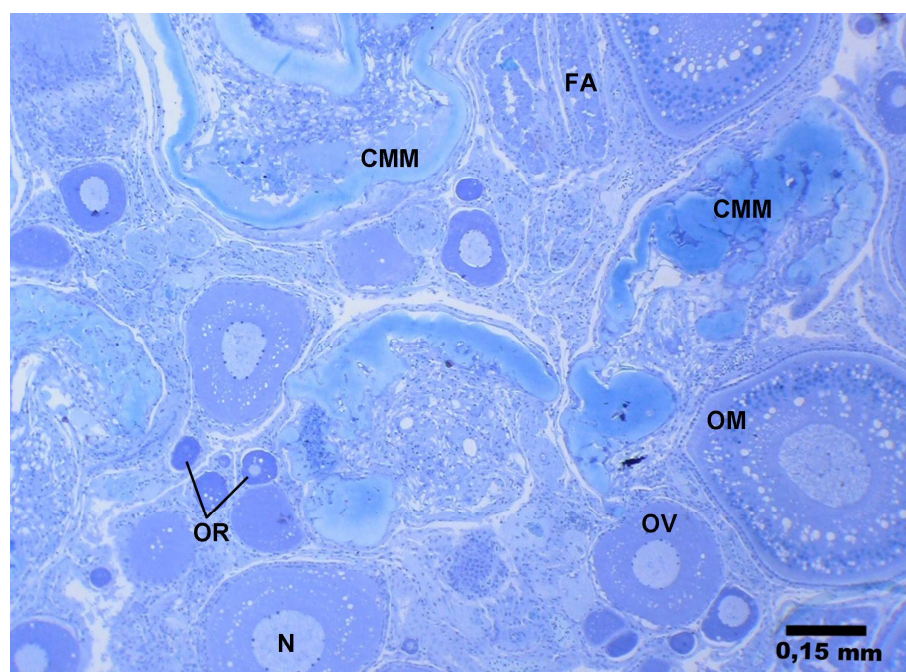


Figura 39: Ovário de *Gymnogeophagus gymnogenys* do ponto DJ08, em estágio esgotado, com secreção de líquido entre as células. OR: ovócito de reserva; OV: ovócito vitelogênico; OM: ovócito maduro; FA: folículo atrésico; N: núcleo; CMM: centro melanomacrofágico. Aumento 10X.

DISCUSSÃO

A influência das variáveis ambientais sobre a estrutura da assembléia de peixe é uma abordagem para entender as relações peixe-habitat. Rios são ambientes altamente variáveis e que são periodicamente submetidos a imprevisíveis oscilações de suas características físicas e químicas no habitat (por exemplo, fluxo, temperatura, oxigênio dissolvido, pH e condutividade), e têm sido demonstrado que estas variações afetam a riqueza e a estrutura das assembléias de peixes dos rios (Tejerina-Garro *et al.*, 2005). No entanto, em regiões neotropicais a alternância entre estações de altas e baixas da água em ambientes tropicais e de inverno e verão em ambientes de clima subtropical, ocorre influência sobre o habitat (Poff *et al.*, 1997) e as assembléias de peixes (Mérona & Gascuel, 1993). Neste caso, a sazonalidade pode ser vista como um fator-chave para ligar/desligar outras variáveis ambientais aumentando ou inibindo as alterações ambientais (Agostinho & Zalewski, 1995).

Apesar da sazonalidade, a relação peixe-habitat é também influenciada por impactos antropogênicos. (e. g., Balon, 1993; Penczak *et al.*, 1994; Moyle, 1995; Camargo *et al.*, 1996; Sabater *et al.*, 2000; Wiens, 2002). A agricultura e a urbanização são as atividades humanas que ameaçam ambientes aquáticos na Europa, América do Norte (Paul & Meyer, 2001) e América do Sul. Os ecossistemas aquáticos do Delta do rio Jacuí estão inseridos na bacia hidrográfica do Guaíba onde, no entorno do ambiente natural situam-se as cidades que fazem desta área uma região com graves problemas ambientais. Estes são decorrentes da alta concentração populacional e da multiplicação de atividades econômicas, que começam no esgoto doméstico quase sem tratamento nas cidades e estende-se pelo uso indiscriminado de agrotóxicos, pelo desmatamento às margens dos rios, pela erosão e o conseqüente assoreamento dos cursos d'água, pela poluição industrial e pela depredação com a retirada de areia (Dalto & Meneghetti, 1998). Estas atividades antropogênicas causam influência sobre as características física (hidrologia, geomorfologia, e a temperatura da água), química (nutrientes, metais e compostos orgânicos) e biológicas (fauna e flora) dos cursos d'água (Camargo *et al.*, 1996; Paul & Meyer, 2001; Giller & Malmqvist, 2000).

Através da classificação da qualidade da água do Delta do rio Jacuí, de acordo com a resolução 357 do CONAMA, os pontos DJ01, DJ02, DJ03 e DJ06 foram considerados de

melhor qualidade ambiental. De acordo com a FEPAM (2009), na área de drenagem da bacia do rio Jacuí encontram-se aglomerações urbanas de porte significativo. A bacia hidrográfica do Jacuí, formada pelas áreas de drenagem do Vacacaí, Vacacaí-mirim, Pardo, Taquari, Antas e o próprio Jacuí, além de outros mananciais, é uma das mais importantes bacias hidrográficas do Estado do Rio Grande do Sul. Salienta-se que o mau uso do solo agrícola e a falta de práticas conservacionistas conduzem aos processos erosivos, com o aumento da turbidez e dos sólidos totais nas águas desta bacia. No trecho final do rio Jacuí destacam-se as atividades de mineração de carvão e operação de usinas termelétricas à carvão. Em todos os locais monitorados pela FEPAM (2009), inclusive os pontos de amostragem deste estudo, predominam os resultados de Classe 1. As concentrações de matéria orgânica enquadraram-se sempre na Classe 1 (inferiores a 3,0 mg/L) e com médias anuais em torno de 1,0 mg/L. A bacia hidrográfica do rio Jacuí devido ao seu grande volume de água provavelmente dilui a matéria orgânica nela lançada.

Já o rio Caí (DJ03), segundo dados da FEPAM (2009), apresenta boas condições de oxigenação, predominando a Classe 1, onde as concentrações decaem no sentido das nascentes para a foz, mas as médias anuais estão em torno de 6,0 mg/L. As médias anuais de DBO neste rio geralmente não ultrapassam o limite da Classe 1 do CONAMA. Ao contrário dos rios Gravataí e Sinos, o rio Caí não apresenta situação crítica quanto aos esgotos cloacais. As concentrações médias anuais de coliformes fecais estão em torno de 10.000 nmp/100ml, valores bem inferiores aos encontrados nos rios Gravataí e Sinos, na Região Metropolitana de Porto Alegre. O rio Caí em geral apresenta boa qualidade das águas, mas alguns arroios drenam áreas poluídas causando reflexos na foz destes arroios.

Os pontos DJ05, DJ04, DJ07 e DJ08 (estes dois últimos analisando somente OD) foram considerados os locais com pior qualidade ambiental, estando enquadrados, na maioria dos parâmetros, na classe 4. As águas do lago Guaíba, de acordo com Bendati *et al.* (2003), Morandi & Bringhenti (1997) e Malabarba *et al.* (2004) recebem uma elevada carga de poluentes que são lançadas nos rios formadores e recebe ainda altas cargas de despejos domésticos e industriais que são lançados nas partes mais baixas do rio dos Sinos (FEPAM, 1999) e na região da Foz do Dilúvio. Este conjunto de substâncias tóxicas e matéria orgânica que estão sendo lançados no lago Guaíba comprometem de alguma forma a qualidade da água. O conseqüente aumento da degradação da qualidade ambiental da bacia hidrográfica

faz com que os organismos ali presentes sejam afetados. No entanto o ponto DJ06, também localizado no lago Guaíba, por se encontrar perto do canal de navegação e ser banhada pelas águas que fluem do rio Jacuí pelo seu braço direito, mantém as características deste rio, apresentando melhor qualidade em suas águas (Faria & Lersch, 2001).

Bendati *et al.* (2003), analisando a qualidade da água determinaram a condição de classe 4 ou acima desta classe para o lago Guaíba, sendo as águas do ponto DJ05 classificadas como de qualidade variando de regular a ruim. Estes autores observaram que esta região recebe uma elevada carga proveniente dos esgotos dos bairros centrais de Porto Alegre, lançados no Guaíba através do emissário subfluvial da Ponta da Cadeia (Gasômetro), dos arroios Dilúvio e Cavalhada. De acordo com Faria & Lersch (2001), a poluição desta região tem origem predominantemente orgânica, por estar sob influência direta do rio Gravataí, que contribui com a maior carga de esgotos dentre os rios formadores. Bendati *et al.* (2003) salientam ainda, que o regime hidráulico observado na margem esquerda é bastante influenciado pelas condições geográficas locais, as quais favorecem a formação de baías, como no caso do ponto DJ05. Estas enseadas possuem um comportamento típico, onde as águas apresentam elevada estagnação e dificuldades de renovação, fazendo com que os poluentes que ali aportam persistam por mais tempo.

Morandi & Bringhenti (1997), Bendati *et al.* (2003) e Malabarba *et al.* (2004) discutiram o recebimento de uma elevada carga de poluentes que são lançadas nos rios formadores do lago Guaíba. Estes autores salientaram que, ao analisar a qualidade da água do Guaíba, historicamente os valores dos parâmetros físico-químicos analisados indicam uma pequena capacidade de degradação da matéria orgânica neste manancial, e que esta dificuldade de autodepuração se deve ao regime hidrológico deste lago, que não permite uma boa aeração de suas águas e também, devido à elevada carga de poluentes lançada neste curso d'água, que necessitam de grandes quantidades de oxigênio para sua oxidação.

Em relação ao rio dos Sinos (DJ04), a FEPAM (2009) relata que, o trecho entre as nascentes em Caraá e Campo Bom apresenta predominância de análises de Classe 1 (concentrações de oxigênio dissolvido maiores que 6,0 mg/L). Este trecho é de baixa concentração populacional. Ao entrar na região metropolitana de Porto Alegre há um sensível decréscimo da Classe 1, predominando as Classes 2 a 4 e até mesmo concentrações

fora da Classe 4 (inferiores a 2,0 mg/L). As médias parciais de 2007 apresentam valores superiores aos últimos anos. Este fato é uma combinação de fatores, pois ocorreram diversas ações de controle, que foram favorecidas pela fraca estiagem em 2007 que proporcionou a melhor diluição dos efluentes cloacais e industriais. As longas estiagens de 2005 e 2006 provocaram um declínio na qualidade das águas do rio dos Sinos e outros corpos hídricos do Estado. Estas predominâncias de Classe 4 são ocasionadas por concentrações muito superiores aos 4.000 coliformes estabelecidos pelo CONAMA. O trecho do rio dos Sinos na Região Metropolitana de Porto Alegre apresenta queda de oxigênio dissolvido, que atinge níveis críticos de mortandades de peixes junto à foz do arroio Luiz Rau (Novo Hamburgo) e na foz do arroio Portão (Estância Velha e Portão). As concentrações de matéria orgânica também são elevadas na Região Metropolitana.

Entre as variáveis ambientais consideradas neste estudo, a temperatura da água, temperatura do ar, DBO, condutividade e a turbidez desempenharam um papel importante na estruturação das assembléias de peixes do Delta do rio Jacuí. Esta situação é demonstrada pela diferença nas assembléias de peixes e nas variáveis físico-químicas entre as estações de amostragem ao longo do Delta. Este último sugere que o grau de influência dos impactos ambientais sobre a relação peixes-habitat depende de duração e uma posição dentro bacia hidrográfica.

Semelhantemente aos resultados obtidos neste estudo, Fialho *et al.* (2008) observaram que o pH, temperatura da água, condutividade, DQO e turbidez foram as variáveis que influenciaram as assembléias de peixes do rio Meia Ponte, PR, que drena áreas urbanas e agrícolas. Estes autores relatam que a estrutura de tais assembléias são reguladas pela sazonalidade, porém são influenciadas pelas preferências de habitats pelos peixes, desova e disponibilidade de alimento, como também pelos efeitos de impactos antropogênicos. Araújo & Tejerina-Garro (2009), analisando o efeito de variáveis ambientais e impactos antropogênicos sobre assembléias de peixes no alto rio Paraná observaram que o pH, a velocidade da água, a largura do canal e a temperatura da água são os fatores que mais fortemente estruturaram as assembléias de peixes. Esses autores constataram que a interação da velocidade da água e a largura do canal com as assembléias de peixes não foram afetadas diretamente pelo regime hidrológico regional (chuva e estiagem), enquanto que o contrário é observado para as variáveis pH e temperatura da água.

A temperatura é um fator importante a ser avaliado, pois regula a maioria dos processos biológicos e tem influência sobre várias outras características químicas analisadas. No período avaliado, a temperatura da água manteve-se entre a máxima de 34,3°C e mínima de 13°C, nos locais amostrados. Em sistemas lóticos de água doce, os peixes podem mostrar características que inclui-los em dois grupos extremos: (1) um grupo que pode resistir a grandes variações de temperatura e concentração do oxigênio dissolvido, capazes de sobreviver sob estresse ou em habitats lênticos, e (2) um outro grupo que, devido a alterações, buscam águas frias e mais oxigenadas (Welcomme, 1994).

A temperatura da água e do ar foram variáveis ambientais que influenciaram as assembleias de peixes no Delta do rio Jacuí. Embora as alterações na temperatura da água estejam associadas à sazonalidade em regiões tropicais e temperadas (Tejerina Garro *et al.*, 2005), outros fatores também podem influenciar essa variável, como a cobertura por vegetação marginal, muitas vezes ausente nos pontos amostrados neste estudo. A temperatura tem sido apontada como um fator crucial para o desenvolvimento e manutenção de populações piscícolas. Ferreira & Casatti (2006b) relatam que em córregos onde a mata ciliar cobre a água, as temperaturas são mais baixas do que aquelas descobertas. Nos locais onde ocorre falta de cobertura vegetal, a disponibilidade de luz na coluna de água aumenta (Tejerina-Garro & Merona, 2001).

Temperaturas mais baixas estiveram mais associadas aos pontos de melhor qualidade ambiental. Estes pontos são os que apresentam maior quantidade de vegetação em suas margens, concordando com os autores citados acima. Espécies como *Astyanax eigenmanniorum*, *Diapoma speculiferum*, *Gymnogeophagus gymnogenys*, entre outras preferiram temperaturas mais baixas, enquanto que *A. jacuhiensis*, *Bryconamericus iheringii* e *Jenynsia multidentata* preferem temperaturas mais elevadas. As relações encontradas neste estudo entre determinadas espécies e os locais de coleta podem ser explicadas pelas características funcionais destas espécies (Poff, 1997).

A bacia hidrográfica do Jacuí apresenta características de drenagem, declividade e constituição do solo que configuram o Delta do rio Jacuí e o lago Guaíba como mananciais de águas maduras e/ou velhas, turvas e de temperaturas mais mornas, ricas em sólidos dissolvidos e nutrientes. Dessa forma é natural que as águas do Delta apresentem teores de

cor e turbidez elevados e, que associados a eventos de precipitações frequentes do clima subtropical úmido, tendem a aumentar (Faria & Lersch, 2001).

Os valores de turbidez não tiveram uma relação direta com ambientes de maior ou menor qualidade ambiental, uma vez que o ponto DJ05, um dos pontos com pior qualidade em suas águas apresentou o menor valor para este parâmetro. Além disso, todos os pontos enquadraram-se na classe 1 para este parâmetro. No entanto, a turbidez foi um dos parâmetros mais importantes na distribuição de espécies entre os ambientes estudados, observado através da análise canônica de correspondência. Este parâmetro está mais associado às espécies *Cheirodon ibicuiensis*, *Hoplias malabaricus*, *Serrapinnus calliurus*, *Lycengraulis grossidens*, entre outras.

Os maiores valores de condutividade e DBO foram observados nos pontos DJ05 e DJ04, indicando uma baixa qualidade nestes ambientes, podendo ser observado através do enquadramento nas classes do CONAMA e através da ACC. Faria & Lersch (2001), através de um monitoramento das águas do Delta do rio Jacuí e foz dos rios formadores do lago Guaíba, encontraram resultados semelhantes. As espécies *Astyanax fasciatus*, *A. jacuhiensis*, *Cyanocharax alburnus*, *Gymnogeophagus labiatus*, *Hyphessobrycon luetkenii*, *Jenynsia multidentata* e *Pachyurus bonariensis*.

De acordo com Matthews (1998), as atividades antropogênicas podem contribuir para um aumento na condutividade e na DBO, levando a decomposição por organismos heterotróficos. As águas dos rios Jacuí, Sinos e Caí (além do Gravataí, não avaliado neste estudo), ao se lançarem na grande bacia Deltaica, se distribuem entre os diversos canais que permeiam suas inúmeras ilhas e imprimem às águas do Delta características próprias de suas bacias de drenagem. As águas do rio Jacuí, ao penetrarem no Delta, dividem-se em dois fluxos. O mais importante, o braço direito, com cerca de 60% da vazão afluente, flui em direção à Ilha da Pólvora, mantendo ao longo desse percurso suas características naturais de águas de boa qualidade (Faria & Lersch, 2001). Já o braço esquerdo do Delta, junto a Porto Alegre, flui uma mistura de águas dos quatro formadores, onde a melhor qualidade das águas do Jacuí não é suficiente para dissipar a carga poluidora proveniente dos rios Sinos e Gravataí, principalmente.

De acordo com a condição estabelecida por Bendati *et al.* (2003), as águas do lago Guaíba podem ser utilizadas somente para navegação, harmonia paisagística ou outros usos menos exigentes. No entanto, a grande diversidade de espécies observadas comprova que locais menos poluídos e/ou degradados deste ambiente ainda apresentam condições favoráveis à preservação dos organismos aquáticos.

O continente sul-americano tem o maior número de espécies de peixes de água doce do que qualquer outra região zoogeográfica, incluindo a América Central. Cerca de 8000 espécies são estimadas, o que representa 24% das espécies conhecidas no mundo (Vari & Malabarba, 1998). Tal ictiofauna é representada em sua maioria pelas ordens Characiformes e Siluriformes. A ordem Characiformes é predominantemente composta por peixes na família Characidae e considerado o grupo de vertebrados mais diverso morfológicamente e taxonomicamente (Lowe-McConnell, 1975). Embora o número de estudos em ictiologia venha aumentando na região, a composição taxonômica, estrutura geral e biologia de peixes neotropicais são pouco conhecidos (Vari & Malabarba, 1998). As assembléias de peixes do Delta do rio Jacuí, RS foram representadas principalmente pelos Characiformes e Siluriformes, respectivamente, o que vem a corroborar com os autores citados anteriormente.

No entanto, em condições de degradação ambiental os ambientes neotropicais podem ser dominados por espécies tolerantes dos grupos Perciformes e Cyprinodontiformes, modificando assim as proporções originais. No presente estudo, os Perciformes foram mais abundantes que os Siluriformes nos pontos DJ05 e DJ07. Estes grupos também apresentaram porcentagens elevadas nos pontos DJ04 e DJ05, em relação aos demais pontos. Os Cyprinodontiformes apresentaram suas maiores abundâncias nos pontos DJ08, DJ05 e DJ07. Estas diferenças podem ser resultado da maior degradação ambiental sofrida nestes locais. O número de espécies nativas representa a diversidade biológica, que normalmente declina com a perturbação. O número de espécies de Characiformes tende a diminuir com o aumento da turbidez ou reduzida cobertura. A riqueza de Siluriformes pode também ser reduzida por sedimentação e insuficiência de oxigênio dissolvido (Casatti *et al.*, 2008).

Foram identificadas neste estudo 55 espécies de peixes. Dufech & Fialho (2009), estudando a taxocenose de peixes em ambientes aquáticos pertencentes à mesma bacia hidrográfica (laguna dos Patos), porém, dentro de uma unidade de conservação, encontraram 61 espécies. Flores-Lopes (2006), através de um monitoramento da bacia hidrográfica do lago Guaíba, RS, com a utilização de peixes, registrou 66 espécies de peixes. Saccol-Pereira (2008), estudando a estrutura trófica da assembléia de peixes do Delta do rio Jacuí, coletou 32 espécies de peixes. Bozzetti & Schulz (2004), estudando as assembléias de peixes no sul do Brasil encontraram 57 espécies de peixes para as bacias dos rios Gravataí e Sinos. Estes autores observaram uma riqueza de 42 espécies para o rio dos Sinos, sendo que no presente estudo foram capturadas 43 espécies. A diversidade de espécies também foi semelhante entre os dois estudos, apresentado um valor entorno de $H'=1,1$.

Numerosos estudos evidenciam a influência de alterações nas características físicas e químicas do habitat sobre o padrão de distribuição de espécies de peixes (Cunico *et al.*, 2006). Entretanto, a presença de poluentes e demais fontes de impactos provenientes de atividades antrópicas proporcionam a redução do número de espécies e o aumento da densidade de espécies resistentes a variações ambientais (Reash & Berra, 1987). Margalef (1969) destaca que ambientes com fortes flutuações ambientais permanecem em um estado de baixa maturidade, onde espécies com maior taxa potencial de crescimento tornam-se dominantes, reduzindo a diversidade e desta forma dificultando um eficiente de homeostase sistêmica. A presença de distúrbios e a dominância de espécies tolerantes em detrimento das mais sensíveis estabelecem marcantes alterações na estrutura e distribuição da fauna de peixes (Jackson *et al.*, 2001). Leidy & Fielder (1985), em rios onde a fauna nativa de peixes é depauperada, encontraram que tanto a riqueza de espécies como a diversidade aumentam nos locais sujeitos a um moderado distúrbio humano. Segundo Faush *et al.* (1990), os atributos da comunidade declinam com degradação severa, porém a riqueza de espécies e a diversidade tendem a aumentar mesmo em locais com menor ou moderada degradação.

No presente estudo, as maiores riquezas de espécies foram observadas, não somente nos pontos de melhor condição ambiental, mas também naqueles considerados de qualidade ambiental inferior, como no caso do ponto DJ04 e DJ08, de acordo com as demais análises realizadas neste trabalho e que serão discutidas a seguir.

De acordo com a análise de agrupamento os pontos localizados no lago Guaíba agruparam-se entre si, devido à similaridade entre as espécies constituintes, com exceção ao ponto DJ08, que se agrupou com os DJ04 e DJ02. Os demais pontos, representantes dos rios afluentes, também foram bastante similares, formando outro grupo. Este mesmo padrão também foi observado através da MDS e da ANOSIN, onde diferenças estatisticamente significativas foram encontradas principalmente entre os pontos do lago Guaíba e dos rios.

As ocorrências de espécies sabidamente generalistas vêm corroborar com a classificação de locais de baixa ou média qualidade. *Astyanax fasciatus*, *A. jacuhiensis*, *Cheirodon ibicuiensis*, *Cyanocharax alburnus* e *Hyphessobrycon luetkenii*, todos lambaris, são espécies comuns em muitos tipos de ambientes, além disso, possuem hábitos alimentares diversificados, o que os caracteriza como generalistas. *Phalloceros caudimaculatus* e *Jenynsia multidentata*, os chamados barrigudinhos, são extremamente adaptados a qualquer condição. Nos pontos classificados como de melhor qualidade ambiental, salienta-se a ocorrência de *Bryconamericus iheringii*, uma espécie de lambari especialistas quanto a sua alimentação, que explora o fundo e possui seu aparelho bucal modificado para isso (Lampert, 2003). Casatti *et al.* (2006b) encontraram alta abundância e dominância de espécies generalistas em ambientes afetados pelo uso inadequado do solo.

A associação da ocorrência de espécies generalistas ou especialistas com ambientes degradados ou conservados respectivamente, deriva da teoria dos ambientes r e K seccionadores, proposta por Pianka (1970). Com base nessa teoria e na idéia de amadurecimento dos ecossistemas com o surgimento de novos nichos e espécies cada vez mais especializadas, associa-se a ocorrência de generalistas a ambientes instáveis e de especialistas a locais com maior estabilidade. Desta forma, torna-se bastante consistente a associação da ocorrência de espécies com essas características à qualidade ambiental.

Altas abundâncias de espécies oportunistas em ambientes alterados têm sido amplamente relatadas na literatura atual (Ganasan & Hughes, 1998; Soto-Galera *et al.*, 1998; Pinto & Araújo, 2007). Ganasan & Hughes (1998) constataram que a maior abundância nos locais do rio Khan perto da cidade de Indore, uma grande área degradada, foi composta por três espécies tolerantes: *Lebistes reticulatus* (Peters, 1859), *Channa punctatus* (Bloch, 1793)

e *Heteropneustes fossilis* (Bloch, 1794). Altas ocorrências destas espécies foram associadas a perturbações indicados por variáveis químicas e pobres estruturas de habitat.

A integridade da biota aquática pode ser influenciada pela queda na qualidade química da água, ocasionada tanto pela lavagem do solo contendo defensivos agrícolas, quanto pela descarga de esgoto doméstico (Ferreira & Casatti, 2006b). Estes compostos quando lançados no meio aquático podem reduzir as concentrações de oxigênio dissolvido que é consumido durante a decomposição de altas quantidades de compostos orgânicos, podendo ocasionar sérios efeitos sobre a fauna aquática. Outro tipo de impacto que ocorre comumente em áreas mais urbanizadas, é o despejo de efluentes químicos de indústrias, que podem levar ao aparecimento de diversas patologias nos peixes e ao acúmulo de compostos tóxicos ao longo da cadeia trófica, além de eliminar espécies mais sensíveis (Eklöv *et al.*, 1998).

ANOMALIAS MORFOLÓGICAS

A porcentagem de indivíduos com patologias (Karr, 1981) reflete a integridade física dos indivíduos da comunidade sendo um forte indicador para alterações ambientais, especialmente em locais onde a incidência de compostos tóxicos é alta (Hughes & Oberdorff, 1998).

Os resultados obtidos neste estudo demonstram não haver casualidade na ocorrência de anomalias morfológicas nas assembléias de peixes do Delta do rio Jacuí, sendo as maiores frequências observadas nos pontos DJ08, DJ02 e DJ07. Porém foi nos pontos DJ04, DJ06 e DJ08 que o teste Qui-Quadrado apresentou resultados significativos. O ponto DJ08 apresentou todas as anomalias morfológicas. As anomalias do tipo **a2** e **a4** (displasia dos ossos maxilo-mandibulares e displasia dos raios e espinhos das nadadeiras, respectivamente) foram observadas em todos os pontos de amostragem. A ocorrência da anomalia do tipo **a4** mostrou não ser casual no Delta do rio Jacuí, apresentando suas maiores frequências nos pontos DJ02 e DJ08.

Com exceção ao ponto DJ02, os demais pontos que apresentaram ou altas frequências de anomalias, ou resultados significativos para o teste Qui-Quadrado, foram considerados nas análises anteriores como de baixa qualidade ambiental, principalmente para os parâmetros de qualidade da água. No entanto o ponto DJ02, apesar de estar situado no rio Jacuí, considerado como de melhor qualidade, localiza-se próximo a um canal de irrigação para cultura de arroz. As altas frequências de anomalias observadas podem ser resultado de altas concentrações de agrotóxicos advindos da lavoura. Assim, podemos considerar a análise de anomalias morfológicas como um instrumento valioso para a avaliação de impacto ambiental, corroborando com resultados dos estudos citados anteriormente.

Flores-Lopes (2006), utilizando a frequência de anomalias morfológicas no monitoramento ambiental da bacia do lago Guaíba verificou a presença das anomalias do tipo **a1** e **a4** em todos os locais estudados, sendo a anomalia **a1** (displasia dos ossos operculares) observada principalmente na espécie *Astyanax fasciatus* e a anomalia **a4** (displasia dos raios e espinhos das nadadeiras) observada principalmente na espécie *Corydoras paleatus*. No presente estudo, a anomalia do tipo **a4** também foi frequente em *C. paleatus*, porém sua ocorrência nesta espécie foi considerada casual.

Segundo Sanders *et al.* (1999), o percentual de anomalias tem demonstrado ser um indicador confiável da condição da comunidade de peixes e tem se mostrado informativo através de um amplo gradiente de condições e estresses ambientais. Tem sido principalmente útil em identificar locais degradados através da acumulação de vários agentes estressores. De acordo com estes autores, o grau de severidade das anomalias pareceu estar positivamente relacionado com o grau de impacto do ambiente. Em um estudo realizado por Flores-Lopes (2006), os resultados obtidos demonstraram que há associação entre as altas frequências de anomalias com o grau de impacto ambiental na bacia hidrográfica do lago Guaíba.

Sanders *et al.* (1999) salientaram que a utilização de anomalias morfológicas para este fim deve ser realizada com cautela, uma vez que nem todas as espécies de peixes são igualmente suscetíveis, sendo tais resultados semelhantes aos observados por Malabarba *et al.* (2004), que relataram que diferentes espécies apresentam sensibilidade desigual a

diversos agentes estressores, já que diferentes tipos de anomalias foram observados em diversas espécies.

Flores-Lopes *et al.* (2002) e Malabarba *et al.* (2004) observaram uma elevada incidência de anomalia do tipo **c1** em *Cyanocharax alburnus*, sendo que Flores-Lopes *et al.* (2002), ao realizarem uma análise histológica, associaram as elevadas frequências desta anomalia a um fator biológico, uma infecção por metacercárias de parasitos trematódeos digenéticos junto à coluna vertebral. Já Malabarba *et al.* (2004) verificaram uma elevada frequência de anomalias do tipo **d** em *Astyanax fasciatus* e uma elevada frequência de anomalias do tipo **a4** e **b1** em *Rineloricaria strigilata*. Estes autores verificaram que estas anomalias ocorreram em locais que são reconhecidos historicamente como de menor degradação ambiental.

De acordo com EPA (1984: 9017), a ocorrência de anomalias morfológicas em populações naturais de peixes envolve uma complexidade de metodologias para sua análise e que nem sempre estão disponíveis ou são economicamente viáveis. Segundo Bergman (1985) o escasso número de publicações acerca de anomalias causadas por substâncias tóxicas em ambientes naturais deve-se ao fato de que peixes afetados por displasias apresentam menores chances de sobrevivência, sendo eliminados da população antes de serem detectados.

PARASITOS

Efeitos de mudanças nas condições ambientais em comunidade de parasitos pode ser uma importante fonte de informações sobre os efeitos da poluição no ecossistema. Os fatores ambientais que agem nos parasitos de peixes têm recebido atenção especial nos últimos anos (Koskivaara, 1992). De acordo com Esch (1974), o impacto de um fator estressante é variável na dinâmica das populações de hospedeiros e parasitos, podendo ser expressado de maneira fisiológica e/ou comportamental em ambos os organismos. Além disso, um estresse pode agir de maneira positiva ou negativa, dependendo das espécies envolvidas e das condições existentes naquele momento.

Segundo Möller (1987), algumas condições de poluição favorecem a propagação dos parasitos, pois excluem seus predadores naturais, reduzem a resistência dos hospedeiros ou promovem condições desfavoráveis de vida para os hospedeiros intermediários.

Vários autores, entre eles Bauer (1961) e Gibbs (1985), consideraram que os parasitos têm efeito negativo sobre seus hospedeiros, que é refletido na queda da eficiência de manutenção da saúde e da eficiência na reprodução e conversão alimentar. Mas, os possíveis efeitos que agentes patogênicos têm sobre os seus hospedeiros são difíceis de avaliar ou quantificar, principalmente em peixes em condições naturais. Como na maioria das vezes, os parasitos estão presentes e uma primeira dificuldade consiste em definir um “normal” ou controle com o qual se possa comparar indivíduos parasitados (Chubb, 1973). Além disso, a ausência de peixes mais debilitados e suscetíveis ao parasitismo, em ambientes naturais, por causa do efeito da predação, pode influenciar e dificultar ainda mais esta definição.

Neste estudo foi observado que os principais parasitos encontrados nas espécies de peixes do Delta do rio Jacuí foram os trematódeos digenéticos, observados através da doença de pontos pretos e dos isópodos. Das 55 espécies coletas, 32 apresentavam algum tipo de parasito, sendo esta ocorrência não casual. Os pontos que apresentaram resultados significativos para a presença de parasitos foram DJ02, DJ05 e DJ08, mostrando resultados semelhantes aos encontrados para as anomalias morfológicas. Como foi discutido anteriormente, pelo fato do ponto DJ02 se encontrar próximo à plantações de arroz, pode ter influenciado na alta frequência de parasitos neste local.

A doença dos pontos pretos é causada por uma infestação por metacercárias sendo extremamente comum em peixes e pode resultar, na maioria das vezes, em efeitos severos nos hospedeiros (Rohde, 1984). Flores-Lopes (2006), estudando a frequência desta doença em comunidades de peixes, observou que os hospedeiros responderam à presença de parasitos com um encapsulamento, formado por um envoltório celular ao redor do parasito. Este autor relata que a presença da doença dos pontos pretos está relacionada a ambientes de melhor qualidade ambiental. Sendo assim, optou-se em realizar as análises separadamente neste estudo, considerando os hospedeiros com a doença e sem esta doença (porém com isópodos).

Analisando somente os pontos pretos, foi observado um resultado diferente do encontrado no estudo do autor citado acima, pois o ponto DJ05, considerado entre os de pior qualidade ambiental no presente estudo, principalmente para coliformes fecais, DBO e condutividade, apresentou as maiores frequências destes parasitos, sendo sua ocorrência considerada não casual, ou seja, estatisticamente significativa. Igualmente ao trabalho desenvolvido por Flores-Lopes (2006), as maiores prevalências da doença dos pontos pretos foram observadas na espécie *Astyanax fasciatus*.

Assim, a presença de parasitos trematódeos digenéticos, representados aqui através da doença de pontos pretos, foi considerada um indicador de locais de baixa qualidade ambiental para a região do Delta do rio Jacuí, RS. No entanto, as diferenças entre os resultados obtidos neste estudo e os de Flores-Lopes (2006) sugerem que estudos mais aprofundados sejam realizados, a fim de se definir a validade do uso desta doença na indicação de qualidade ambiental.

Analisando a presença de parasitos nos peixes do Delta do rio Jacuí, sem considerar os pontos pretos, observou-se resultados significativos nos pontos DJ01 e DJ03. Salienta-se que mais de 90% destes parasitos são crustáceos isópodos. Segundo Priscila Comassetto Maciel (comunicação pessoal) as espécies de isópodos mais comuns neste estudo pertencem aos gêneros *Artystone* Schioedte, 1866 e *Telotha* (Von Martens, 1869), ambos cimotoídeos. Espécies do gênero *Artystone* geralmente penetram no corpo de hospedeiro atrás das nadadeiras ventrais, das pélvicas e na região mediana à frente do ânus (Lemos de Castro & Machado Filho, 1946; Martinez & Royero, 1989). *Telotha* pode ocorrer tanto em brânquias de peixes, como de camarões de água doce (Lemos de Castro, 1985) e, em algumas espécies, o local pode variar conforme o sexo do parasito (Sartor & Pires, 1988).

Alberto (2008), estudando aspectos bioecológicos e parasitários de cimotoídeos em peixes do lago Guaíba, confirmou os registros destes isópodos em cavidades escavadas na parede corporal do hospedeiro, em ambos os lados do corpo ou na região ventral, com registros próximos à base das nadadeiras peitorais, das nadadeiras ventrais e na região mediana, adiante do ânus, como observada neste estudo. As cápsulas que revestem parasitos adultos são originadas pela separação da membrana de revestimento interno do hospedeiro, com a finalidade de isolar o isópodo dos órgãos internos. Segundo Huizinga

(1972), estas bolsas apresentam predominância de tecido conjuntivo fibroso, fibras musculares e células epiteliais, sugerindo que o crescimento do parasito causa modificações fibrosas na parede do corpo, que se expande para formar uma invaginação protetora. Bolsa de revestimento foi encontrada também revestindo *Riggia paranensis* em cavidade peritoneal de *Curimata platana* (Gunther, 1880), próximo à nadadeira peitoral (Szidat, 1948; Trilles, 1973).

A ocorrência de isópodos foi registrada principalmente entre as espécies *Cyanocharax alburnus*, *Gymnogeophagus gymnogenys* e *Jenynsia multidentata*, sendo observado as maiores prevalências destes parasitos nestes peixes. Diversos autores vêm registrando a ocorrência de isópodos parasitando peixes, como em *Geophagus brasiliensis*, *Crenicichla lacustris* (Castelnau, 1855) (Lemos de Castro & Machado Filho, 1946); *G. gymnogenys*, *Pimelodella laticeps*, *Platanichthys platana*, *C. alburnus*, *J. multidentata*, *Pimelodus maculatus* e *Odontesthes humensis* (Pugues et al., 1998); *P. maculatus*, *G. brasiliensis*, *G. gymnogenys* (Alberto et al., 2001). A ocorrência de cimotoídeos no lago Guaíba foi registrada por Pugues et al. (1998) e Alberto et al. (2001).

Alberto (2008) observou que, das 43 espécies de peixes coletas foram encontrados 20 espécies de hospedeiros parasitados, das quais 13 foram constantes: *A. fasciatus*, *A. jacuhiensis*, *C. alburnus*, *Cyphocharax voga*, *G. gymnogenys*, *Hoplosternum littorale*, *Hyphessobrycon luetkenii*, *J. multidentata*, *Loricariichthys anus*, *Odontesthes perugiae* Evermann & Kendall, 1906, *Oligosarcus jenynsii*, *P. maculatus*, *P. platana*. Considerando a totalidade das espécies, os maiores índices de prevalência foram obtidos em *J. multidentata*, *P. australis*, *Rhamdia quelem* (Quoy & Gaimard, 1924), *Hisonotus laevis* Cope, 1894, *H. commersoni*, *C. punctata* e *C. alburnus*, respectivamente. No presente estudo, *C. alburnus* e *J. multidentata* também foram as espécies com maior prevalência de isópodos.

Observou-se que indivíduos menores das espécies analisadas encontravam-se entre os hospedeiros mais parasitados. Alberto (2008) obteve resultados semelhantes, indicando que as espécies de lambaris (espécies do gênero *Astyanax*, *C. alburnus*, *H. luetkenii*), barrigudinho (*J. multidentata*), e jovens de outras espécies, principalmente carás (espécies do gênero *Gymnogeophagus*) estavam entre os principais hospedeiros, corroborando com os resultados obtidos neste estudo. A escolha do parasito por hospedeiros menores pode

estar relacionada ao fato de que pequenos peixes oferecem menos resistência ou por terem tecidos mais frágeis (Alberto, *op. cit.*). Baixa prevalência de isópodos em hospedeiros maiores pode ser resultado de uma curta expectativa de vida, mas isto pode ser confundido se peixes infestados tiverem taxa de mortalidade mais alta do que os não infestados (Bakenhaster *et al.*, 2006).

Ações antrópicas como as construções de usinas hidrelétricas, alteram as características limnológicas e podem influenciar os níveis de parasitismo em comunidades de peixes, e conseqüentemente, todo o sistema dinâmico da relação parasito-hospedeiro. Por outro lado, também é sabido que o estresse ambiental pode afetar o estado fisiológico dos peixes, afetando seu sistema imunológico e tornando-os mais suscetíveis à infestação parasitária (Pavanelli *et al.*, 2002).

Horton e Okamura (2003) analisaram os efeitos do isópodo parasita *Ceratothoa oestroides* no seu hospedeiro *Dicentrarchus labrax*, utilizando-se os parâmetros hematológicos (contagem de células, quantidade de hemoglobina e hematócrito), foram estudadas em peixes parasitados e não parasitados de uma fazenda de criação na Turquia. O peixe apresenta uma resposta imune à presença do parasita e possivelmente a infecções secundárias que se aproveitam dos danos na estrutura tecidual.

A prevalência de isópodos pode variar de acordo com o local de coleta (Azevedo *et al.*, 2006) e com o tamanho do hospedeiro (Bakenhaster *et al.*, 2006). Para uma espécie de isópodo parasita de *Cyphocharax gilbert*, há o registro de prevalência de 32% (Bastos & Thatcher, 1997), mas esta pode variar conforme o ambiente e também com os períodos de pluviosidade (Azevedo *et al.*, 2002). Mladineo (2002) sugere que alevinos infestados raramente atingem o tamanho adulto, o que faz com que seu número decresça em relação ao tempo, baixando a prevalência do isópodo.

A análise comparativa das prevalências nas diferentes espécies é influenciada pelo tamanho da respectiva unidade amostral. Índices de alta prevalência em espécies com poucos indivíduos coletados podem não representar a realidade. Em geral, os índices de infestação de cimotoídeos geralmente são baixos, conforme afirmado por Ramdane *et al.* (2007) e variam, não só durante o ano (Bragoni *et al.*, 1984), mas também conforme a espécie. Segundo Alberto (2008), a ocorrência de isópodos em diferentes espécies de peixes

sugere que estes parasitos não têm hospedeiro específico. Confirmou-se também a maior ocorrência de cimotoídeos em Characidae, citada por Szidat & Schubart (1960).

A partir dos resultados obtidos neste estudo, verificou-se que os isópodos, quando analisados separadamente dos demais parasitos, não tem uma relação com o ambiente ou com a qualidade deste. No entanto quando avaliamos os parasitos como um todo, verifica-se que estes podem ser utilizados como indicadores de qualidade ambiental, assim como a doença dos pontos pretos.

INTEGRIDADE BIÓTICA

Um índice multimétrico, como o Índice de Integridade Biótica, considera os efeitos de múltiplos impactos e agrega medidas biológicas individuais em um único valor que pode ser usado para avaliar a condição geral de um local (Hering *et al.* 2006). Essas medidas biológicas são comumente chamadas de métricas, que podem ser definidas como uma característica ou um processo mensurável de um sistema biológico que se altera em valor ao longo de um gradiente de influência humana (Karr & Chu, 1999). Estas métricas devem apresentar respostas previsíveis da biota com o aumento do distúrbio, sendo ele proveniente de um único fator de impacto ou dos efeitos cumulativos da influência humana em função dos usos múltiplos da água (Oliveira *et al.*, 2008).

O desenvolvimento de índices multimétricos é baseado na comparação entre áreas que refletem as condições mais próximas do natural (referência) e áreas impactadas. A definição das áreas de referência vem sendo amplamente discutida, especialmente em função do avanço da influência humana e a consequente escassez de áreas sem algum tipo de impacto. No entanto, um dos principais problemas apresentados para a adaptação do IIB se constitui na obtenção de informações dos ambientes referência (Casatti *et al.*, 2003). Plafkin *et al.* (1989) sugerem a utilização de trechos característicos da região como referência, os quais devem ser minimamente impactados ou da base de dados históricos. Araújo (1998) mesclou informações de estudos anteriores aos impactos ocorrentes no rio Paraíba do Sul, RJ, com os padrões sugeridos por outros autores, para determinar sua base referencial.

Araújo (1998) sugere cautela na aplicação e deduções no uso do IIB, visto que é improvável um único valor refletir as variações naturais e antrópicas de maneira adequada. Por outro lado, este método aliado a outros descritores ambientais pode ser um ótimo indicador de integridade biótica de habitats aquáticos.

Os atributos, tratados aqui como métricas, devem ser sensíveis a uma variedade de fatores físicos, químicos e biológicos que alteram os ecossistemas, tendo ainda que apresentar facilidade de mensuração e interpretação (Karr & Chu, 2000). Essas métricas devem refletir os diversos aspectos que regem uma comunidade biológica, avaliando questões de estrutura, diversidade e composição. Uma métrica é uma característica da biota que muda de forma previsível com o aumento da influência humana, apresentando necessariamente correlação significativa com o gradiente de degradação ambiental. O objetivo de utilizar métricas múltiplas é agregar informações disponíveis sobre diferentes aspectos das comunidades aquáticas (Barbour *et al.* 1999).

Na adaptação original de Karr (1981), são propostas 12 métricas. Pinto & Araújo (2008) utilizaram apenas oito métricas para o cálculo do IIB (número de espécies nativas, número de espécies de Characiformes, número de espécies de Siluriformes, número de espécies sensíveis, porcentagem de indivíduos Cyprinodontiformes, número de espécies dominantes, porcentagem de indivíduos omnívoros e porcentagem de indivíduos carnívoros), sendo todos eles satisfatórios no desenvolvimento deste índice. Já Casatti *et al.* (2008) selecionaram e testaram 22 métricas, destas apenas cinco foram utilizadas para compor o IIB final, referentes a riqueza de espécies, dominância, uso do habitat e tolerância, pois estas foram mais adequadas para discriminar melhor a qualidade de locais degradados.

A má cobertura do solo provoca processos de erosão e degradação de vegetação ciliar. Espécies da coluna d'água (nectônicas) são nadadores ativos com uma alimentação variada, sendo sensível à alta concentração de matéria em suspensão e degradações do habitat. As espécies de siluriformes são mais estreitamente associadas ao fundo, que se torna mais siltosos e homogêneos com o aumento da sedimentação. Estes dois atributos foram utilizados no presente estudo e foram bastante representativos no cálculo do IIB.

Bozzetti & Schulz (2004) estudando rios no sul do Brasil consideraram que a métrica espécies da coluna d'água foi bastante indicativa de degradação, porque os prejuízos

causados na complexidade de habitat pela entrada de sedimentos finos nos corpos d'água, tornando o ambiente menos favorável para espécies bentônicas e mais favoráveis às nectônicas. Essa métrica foi proposta originalmente por Karr (1981) e tende a aumentar como indicador de conservação. Em regiões temperadas, o número de espécies bentônicas parece indicar a qualidade do substrato (Roth *et al.*, 2001).

A estrutura trófica é outra categoria importante em avaliações utilizando o IIB e hábitos alimentares. Os omnívoros são encontrados em alta abundância em lugares poluídos, uma vez que estas espécies utilizam uma ampla gama de recursos alimentares, plantas e animais e detritos ou matéria orgânica. Por outro lado, os carnívoros constituem um grupo bastante especializado e indicam uma cadeia trófica diversa por apoiar este topo da pirâmide de espécies (Karr, 1981). Estas espécies são rapidamente afetadas por alterações físico-química da qualidade da água. A porcentagem de indivíduos omnívoros foi proposto por Karr (1981) para avaliar o grau de disponibilidade alimentar em sistemas alterados, uma vez que estas espécies usam uma grande variedade de alimentos tanto de origem animal como de origem vegetal. Carnívoros podem mudar para hábito omnívoro, tornando difícil definir a estrutura trófica em tais ambientes alterados. A presença de carnívoros é uma boa indicação do estado de saúde do rio (Karr, 1981; 1999), uma vez que eles dependem de uma bem estruturada rede trófica.

As métricas tróficas na composição do IIB refletem o grau de mudança nas cadeias alimentares. As principais métricas testadas na literatura são restritas a análise da representatividade de uma determinada guilda, tanto em termos de número de indivíduos como de espécies. A primeira versão do IIB (Karr, 1981) continha a abundância de onívoros, insetívoros e predadores de topo, todos os quais eram comuns em riachos de regiões temperadas preservadas.

Os resultados do Índice de Integridade Biótica calculado neste estudo classificam os ambientes analisados como de qualidade boa a muito pobre, confirmando os resultados anteriores. Bozzetti & Schulz (2004) ao desenvolver um IIB utilizando a taxocenose de peixes para ambientes aquáticos no sul do Brasil, enquadraram o rio dos Sinos na categoria “moderadamente impactada”, semelhantemente a este estudo, onde este rio foi classificado como de qualidade regular.

Flores-Lopes (2006), ao desenvolver um IIB para a bacia hidrográfica do lago Guaíba, classificou os pontos analisados como de regular a pobre, sendo que alguns resultados obtidos para alguns pontos não corroboraram com outras análises, como de parâmetros físico-químicos da água.

Dos cinquenta e seis riachos do alto rio Paraná, no estado de São Paulo, avaliados por Casatti *et al.* (2008), um foi classificado como bom, quatro como regulares, dez como ruins e quarenta e um como muito pobres, indicando que, numa escala a nível regional, muitos aspectos da integridade biológica são alterados, indicativo de grave degradação.

Diversos autores têm desenvolvido adaptações do IIB para rios e riachos e constataram a sensibilidade deste índice aos mais variados impactos. No Brasil, Araújo (1998) verificou no rio Paraíba do Sul, RJ, a variação negativa no IBI, em trechos adjacentes ao parque industrial de Barra Mansa e Volta Redonda que lançam efluentes de siderúrgicas e indústrias químicas de pesticidas. Ainda no Brasil, merece destaque o trabalho desenvolvido no estado de São Paulo por Casatti *et al.* (2003) em riachos do noroeste do Estado que têm realizado levantamentos para diagnosticar a “saúde” dos riachos expostos a diferentes tipos de degradação ambiental. Dentre os 22 riachos estudados na região, dos quais oito a integridade física e química foi considerada moderada, ou seja, com níveis de perturbação ambiental suportável para comunidades de peixes, os demais se situaram em uma classe de integridade que representou razoável alteração à condição natural.

Ganasan & Hughes (1998) verificaram a sensibilidade de rios da Índia aos impactos ocasionados por efluentes industriais, além da poluição orgânica proveniente de centros urbanos. Ao estudar rios dos Estados Unidos Bowen *et al.* (1996) observaram escores mais baixos do IIB para pontos que sofrem intensas variações de fluxo em decorrência das operações de barragens. Hugheny *et al.* (1996), no oeste da África, avaliaram a redução na integridade da ictiofauna devido ao impacto causado pelas concentrações de bauxita. Karr *et al.* (1986) citam que uma grande vantagem do uso do IIB é a capacidade que ele tem de integrar diversos atributos ecológicos, evitando a seleção de um determinado item isolado, que possa resultar em diagnósticos menos confiáveis do que um conjunto de medidas.

É notório que os sistemas aquáticos estudados, principalmente os pontos localizados no lago Guaíba, demonstraram sofrer pressão em sua ictiofauna em função das ações deletérias que ocorrem no Delta do rio Jacuí.

Nos Estados Unidos e no Canadá, o Índice de Integridade Biótica é uma das ferramentas mais usadas para o monitoramento da qualidade das águas e integridade do habitat, sendo um dos principais instrumentos metodológicos de avaliação da Agência de Proteção Ambiental (EPA) (Hocutt *et al.*, 1994; Barbour *et al.*, 1999; Angermeier *et al.*, 2000; Roth *et al.*, 2001). A inclusão do IIB em programas de monitoramento pode servir para detectar tendências espaciais e temporais da qualidade do habitat, sendo um instrumento eficiente nos programas de conservação e gerenciamento dos ecossistemas aquáticos brasileiros (Araújo, 1998).

Para a região do Delta do Jacuí, adaptação do Índice de Integridade Biótica pareceu refletir eficientemente a classificação da condição ambiental dos trechos estudados. De modo geral, o cálculo para o IIB respondeu positivamente para os locais estudados, ficando claro que o Índice para a avaliação da integridade biótica pode ser utilizado em outras Bacias da região.

A partir dos resultados encontrados neste estudo verificou-se a validade da metodologia para a classificação do nível de impacto dos locais amostrados. A eficácia dessa metodologia poderá ser testada em outros estudos e usada como recurso para a adaptação do IIB como importante ferramenta de monitoramento e gestão de recursos naturais em ecossistemas aquáticos do Rio Grande do Sul.

ALIMENTAÇÃO

Analisando os índices somáticos, relacionados à alimentação de *Cyanocharax alburnus* e *Gymnogeophagus gymnogenys* observou-se que o Índice de Repleção não apresentou relação com os ambientes analisados, ou seja, com os locais de maior ou menor qualidade. No entanto, o Índice Hepatosomático, mostrou-se mais elevado em ambientes considerados de pior qualidade ambiental, para ambas as espécies. O fígado é formado por tecidos hematopoiéticos (Matushina, 1995) que estocam grandes quantidades de gorduras e

glicogênio (Lagler *et al.*, 1977). Em alguns casos de estresse, pode ocorrer um aumento no volume do fígado, com níveis baixos de glicogênio (Quentel & Obach, 1992) e possíveis alterações nos tecidos eritropoiéticos e leucopoiéticos.

Aumentos no Índice Hepatosomático (IHS), foram observados em machos de linguado expostos a efluentes orgânicos, como também foram registrados para machos de trutas (Harries *et al.*, 1996). Um aumento no IHS normalmente ocorre em fêmeas de peixes durante a síntese de vitelogenina (Johnson *et al.*, 1991), mas também pode ser induzido em machos de peixes por tratamento exógeno de estrogênio. Os aumentos observados no IHS de machos de linguado, portanto, podem ser atribuídos a uma mudança no metabolismo para a produção de vitelogenina (Lye *et al.*, 1998).

Aumentos no peso do fígado (IHS) estão também associados com um aumento nas atividades de desintoxicação em resposta à presença de compostos tóxicos, como PAHs, PCBs cádmio e petróleo bruto. A exposição presumidamente afeta fêmeas e machos de peixes igualmente. Munkittrick *et al.* (1994) observaram um aumento no tamanho do fígado em ambos os sexos, em peixes coletados em ambientes impactados por efluentes industriais.

O fator de condição é uma medida ou indicador quantitativo do bem-estar dos peixes (Vazzoler, 1996). A análise das variações desse indicador entre populações e indivíduos pode ser utilizada para evidenciar efeitos de diferentes fatores, como a qualidade do ambiente e recursos alimentares (Bolger & Connolly, 1989). Neste estudo, o fator de condição relativo também não apresentou associação entre os seus valores e a qualidade ambiental dos locais estudados, para ambas as espécies analisadas. No entanto, Adams *et al.* (1996), encontraram um aumento no fator de condição de *Lepomis auritus*, em locais contaminados por efluentes de indústrias de papel.

Segundo Le Cren (1951), o fator de condição relativo, leva em consideração o peso esperado e o peso observado, os eventos reprodutivos ou de construção das gônadas são minimizados, uma vez que a relação entre os dois é igual a um (1), em condições normais. Qualquer alteração, nesta relação, provocará variações nesse cálculo. Estas variações podem ser provocadas por alterações do meio ambiente, falta de alimento ou mesmo por parasitismo.

As implicações ecológicas da urbanização são bem menos estudadas do que os efeitos químicos, uma vez que existe uma ausência de registros em vários estudos. No entanto, muito se sabe sobre a resposta do fluxo organismos, principalmente invertebrados, enquanto que muito pouco se sabe sobre efeitos da urbanização sobre os peixes (Mulholland & Lenat, 1992). Ainda mais preocupante é a falta de estudos mecanísticos, poucos estudos analisam o habitat físico, qualidade da água, alimentos ou perturbações da cadeia, que são a causa da degradação biológica de corpos d'água nas zonas urbanas (Suren, 2000).

Em relação à dieta de *C. alburnus* e *G. gymnogenys*, ambas as espécies utilizaram uma alta diversidade de itens alimentares (41 e 28, respectivamente). Vilella *et al.* (2002), num riacho da bacia do rio Tramandaí, RS, identificaram 30 itens alimentares utilizados por quatro espécies de *Astyanax*. Oliveira & Benneman (2005), estudando os recursos alimentares da ictiofauna de um riacho urbano do sul do Brasil encontraram 30 itens alimentares no total.

As espécies estudadas apresentaram hábitos alimentares diferenciados, uma vez que *C. alburnus* alimentou-se, na maioria dos pontos de pequenos invertebrados, principalmente insetos (alóctones e autóctones), sendo classificado como invertívoro. *Gymnogeophagus gymnogenys* por se alimentar de animais e vegetais foi classificado como omnívoro. Os conceitos de invertivoria e de omnivoria, seguiram os trabalhos de Casatti *et al.* (2003) e de Luz-Agostinho *et al.* (2006), respectivamente.

Houve variação na alimentação de ambas as espécies entre os locais de coleta. Pontos considerados de melhor qualidade ambiental nas análises anteriores apresentaram uma maior diversidade de itens alimentares e uma menor diversidade de recursos alimentares foi observada em locais mais degradados. Resultados semelhantes foram encontrados por Oliveira & Benneman (2005).

O item Algas foi bastante expressivo no ponto DJ02. O fato deste ponto localizar-se próximo a plantações de arroz, pode acarretar em um aporte de nutrientes advindo dos fertilizantes para dentro do rio, podendo aumentar os nutrientes neste local, aumentando, conseqüentemente a quantidade de algas.

Em rios e arroios, tanto as larvas como insetos adultos são importantes itens alimentares para um grande número de espécies de peixes (Sabino & Castro, 1990; Uieda *et al.*, 1997; Catella & Petrere Jr., 1998; Mazzoni & Lobón-Cervia, 2000). Os insetos foram muito importantes na dieta dos peixes analisados principalmente para a espécie *C. alburnus*. No entanto, houve uma diminuição na categoria insetos alóctones em locais mais degradados e um aumento de insetos autóctones.

Os lambaris são habitantes de meia água que coletam itens alimentares transportados pela corrente (Casatti *et al.* 2001) e podem ser caracterizados como sendo principalmente insetívoros em determinados habitats (Uieda *et al.* 1997) ou zooplantófagos (Arcifa *et al.* 1991). A alimentação de peixes está exclusiva ou parcialmente mediada por material terrestre intimamente dependente da intensidade do contato entre a vegetação marginal e o rio. São muitas as relações existentes entre os sistemas terrestres e aquáticos (Barrella *et al.*, 2000). A remoção da mata ciliar pode ser uma das alterações mais danosas a estas relações. Assim, a diminuição de insetos de origem terrestre na alimentação dessas espécies pode ser resultado da remoção de vegetação marginal observada nos ambientes de menor qualidade ambiental.

No entanto, a categoria insetos autóctones, abundantes nos locais mais degradados neste estudo, é representada em sua maioria por larvas de Chironomidae. Este grupo de insetos é o mais abundante e diversificado em vários tipos de habitats aquáticos, desempenhando um papel importante na cadeia trófica (Henriques-Oliveira *et al.*, 2003). Esta associação encontrada pode estar relacionada a impactos antropogênicos tais como esgotos domésticos carregados para os rios, que pode aumentar a abundância de Chironomidae (deBruyn *et al.*, 2003).

A poluição orgânica geralmente reduz drasticamente a diversidade de invertebrados, resultando em uma comunidade dominada por Chironomidae (Diptera) (Campbell, 1978). Larvas da família Chironomidae são os componentes mais abundantes entre os macroinvertebrados bentônicos devido ao seu alto poder adaptativo para diferentes substratos e para a plasticidade alimentar (Trivinho-Strixino & Strixino, 1998). Essas espécies apresentam adaptações ecológicas nos ecossistemas para situações ambientais adversas,

como altas temperatura, pH, matéria orgânica presente no sedimento e baixas concentrações de oxigênio dissolvido na interface água/sedimento (Callisto *et al.*, 2002).

Vários estudos encontraram uma diminuição da diversidade de invertebrados com o aumento da utilização dos solos urbanos, independentemente do tamanho da Bacia. A maioria destes estudos observaram reduções na abundância global de invertebrados, enquanto que a abundância relativa de Chironomidae aumentou (Pratt & Coler, 1981, Thorne *et al.* 2000).

Os itens sedimento e matéria orgânica também foram bastante abundantes nos locais de pior qualidade ambiental. Este fato deve ser resultado, principalmente, do aporte de esgoto doméstico diretamente nestes locais, além das demais alterações no habitat já citadas anteriormente. Oliveira & Bennemann (2005), estudando a ictiofauna e suas relações com as interferências antrópicas, observaram que a categoria detrito/sedimento/restos orgânicos foi a que representou as maiores proporções nos locais mais degradados.

Os peixes de água doce dispõem de uma ampla gama de estratégias e táticas alimentares, algumas das quais favorecem uma adaptação às condições adversas do ambiente. Entre estes, os generalistas são mais favorecidos que os especialistas (Hahn & Fugi, 2007). A maioria dos peixes neotropicais apresenta capacidade suficiente para mudar de dieta e, segundo Gerking (1994), quando o alimento se torna disponível muitas espécies são hábeis para tomar vantagem desta oportunidade. Este comportamento é chamado por esse autor de adaptabilidade trófica, enquanto Dill (1983) o denomina de flexibilidade adaptativa.

Assim, foi possível perceber que as diferentes ações antrópicas sofridas no Delta do rio Jacuí, RS, são responsáveis por alterações na dieta das espécies de peixes estudadas. Foi possível perceber também a grande plasticidade alimentar de *Cyanocharax alburnus* e *Gymnogeophagus gymnogenys*, que alteraram suas dietas de acordo com o alimento disponível em cada ambiente.

REPRODUÇÃO

A reprodução é o resultado de interações entre fatores bióticos e abióticos, operando no comportamento fisiológico dos peixes. Falhas na reprodução causadas principalmente por modificações no habitat podem levar os estoques naturais à depleção ou mesmo à extinção (Suzuki & Agostinho, 1997; Ali & Wootton, 1999). Constitui opinião geral dos especialistas em biologia populacional a necessidade de se incrementar o conhecimento da fauna da América do Sul e, em especial do Brasil, principalmente no campo da estimativa de variáveis e parâmetros. De fato, embora seja das mais ricas do mundo, a ictiofauna brasileira é pouco conhecida sob vários aspectos, principalmente as espécies que habitam áreas sujeitas a alterações ambientais, nas quais existe o risco de serem modificadas, tornarem-se raras ou mesmo de serem extintas pela ação antrópica.

Foi estabelecido que muitas substâncias químicas ambientais são hormonalmente ativas e podem ter impacto na reprodução (Blazer, 2002) em termos de alterar os níveis hormonais, a histopatologia, a morfologia, como também o índice gonadossomático (IGS). Índices organossomáticos são abordagens comuns para a avaliação da saúde de peixes (Adams *et al.*, 1993), como relações entre o peso do órgão e o peso corporal. Dependendo de sua gravidade, um estresse subletal pode limitar sistemas fisiológicos, reduzir o crescimento, prejudicar a reprodução, sendo o IGS um índice morfológico conveniente. Munkittrick *et al.* (1994) observaram uma diminuição no tamanho gonadal de fêmeas de peixes coletados em ambientes impactados por efluentes industriais.

Neste trabalho não houve uma associação entre o IGS e a qualidade ambiental. No entanto, houve diferenças no tamanho dos ovócitos para *C. alburnus* e *G. gymnogenys*, sendo que nos locais de melhor qualidade ambiental os ovócitos atingem um tamanho maior. Quanto à fecundidade, os resultados foram contrários para *C. alburnus*, uma vez que um maior número de ovócitos foi observado nos pontos mais degradados. Talvez esta seja uma estratégia adotada por esta espécie para garantir um maior sucesso reprodutivo, diminuindo o tamanho, porém aumentando o número de ovócitos. Para *G. gymnogenys*, a fecundidade foi maior em locais de melhor qualidade ambiental.

Schulz & Martins-Júnior (2001) estudando parâmetros relacionados à reprodução de *Astyanax fasciatus*, observaram que o índice gonadal, a relação gonadossomática e o

diâmetro dos ovócitos diminuíram com o aumento da poluição no rio dos DJ04, RS. Estes autores relatam que a principal fonte de poluição neste rio são os metais pesados e são considerados os maiores causadores desses fenômenos. Jenkins (2004) observou que o índice gonadossomático foi significativamente menor nos peixes provenientes de locais contaminados.

Eaton (1973) observou uma diminuição progressiva na atividade de desova e no número de ovos em *Pimephales promelas*, após exposição aos metais cobre e cádmio. Altas concentrações de zinco também provocaram uma redução no número de ovos desovados por *Phoxinus phoxinus* (Bengtsson, 1974). Mitchell & Bo-Collings (1997) sugeriram que um declínio na ovogênese e vitelogênese pode estar associado com baixas concentrações de oxigênio dissolvido, interferindo no acúmulo de vitelo e, conseqüentemente, altera o tamanho do ovócito.

Apesar das diferenças encontradas entre os parâmetros reprodutivos de ambas as espécies e os locais estudados, estes resultados não foram consistentes para afirmar que a utilização destes são bons indicadores de qualidade ambiental, uma vez que a maioria das diferenças não apresentaram resultados significativos.

ALTERAÇÕES HISTOPATOLÓGICAS

Rios urbanos são os ecossistemas que mais sofrem pela contaminação resultante de atividades humanas (Paul & Meyer, 2001). Efluentes domésticos, industriais e de agricultura geralmente contém uma grande variedade de poluentes orgânicos e inorgânicos, como solventes, óleos, metais pesados, pesticidas, fertilizantes e sólidos suspensos (Pandey *et al.*, 2003) e são, invariavelmente, despejados em rios e arroios, sem o devido tratamento. Esses contaminantes alteram a qualidade da água e podem causar problemas para os peixes, como doenças e alterações estruturais (Chang *et al.*, 1998). Biomarcadores histopatológicos ou alterações celulares em tecidos e órgãos representam uma integração dos efeitos cumulativos por estressores fisiológicos e bioquímicos (Hinton & Lauren, 1990) e, por conseguinte, pode estar ligada à exposição (Myers & Fournie, 2002).

Os peixes têm mecanismos de resistência e tolerância aos contaminantes estressores e estes podem assumir diversas formas, tais como a modificação do comportamento, aumento da superfície branquial e do muco intestinal, aumento da resposta imune, síntese de metais pesados sequestrando proteínas (metalotioneínas) e aumento da função mista de enzimas oxidases do metabolismo orgânico (Sindermann, 1996).

Flores-Lopes (2006) estudando alterações histopatológicas em brânquias de *Astyanax fasciatus* e *Cyanocharax alburnus*, observaram que a ocorrência de anomalias nestes órgãos estava associada a ambientes de maior degradação na qualidade ambiental, principalmente por contaminação química. Camargo & Martinez (2007) avaliaram a saúde de *Prochilodus lineatus*, através da histopatologia de rins, fígado e brânquias e verificaram diversas alterações nesses órgãos em um ribeirão urbano contaminado.

De acordo com Klontz (1972), os peixes estão intimamente associados com seu ambiente aquoso e mudanças físicas e químicas neste ecossistema são rapidamente refletidas como medidas fisiológicas quantificáveis nesses organismos. Vários são os agentes estressores que podem ser os responsáveis por provocar reações irritativas nos peixes. Geralmente, estes tipos de alterações estão associados à presença de alguma substância tóxica no ambiente (Stentiford *et al.*, 2003).

A análise histopatológica de gônadas também tem se constituído em uma ferramenta extremamente útil no processo de avaliação da qualidade ambiental dos ecossistemas (Blazer, 2002). O surgimento de alterações histopatológicas em estruturas como gônadas de peixes é um processo que ocorre a longo prazo. Através da análise histopatológica nas gônadas de *C. alburnus* e *G. gymnogonys* realizada neste estudo foram observadas diversas alterações, todas elas presentes somente em gônadas femininas de ambas as espécies. Para *C. alburnus*, a alteração mais frequente foi o excesso de ovócitos em atresia folicular, presentes em diferentes estádios de desenvolvimento gonadal.

A atresia folicular é um processo degenerativo, que se caracteriza por várias alterações morfológicas no ovócito e suas camadas envoltórias, sendo um fenômeno comum em ovários de peixes e outros vertebrados. São observados em todos os estádios do ciclo reprodutivo, embora seja mais frequente após a desova, onde ocorre o reaproveitamento das reservas energéticas da própria gônada (Miranda *et al.*, 1999). No entanto, pode ser

induzida por fatores como estresse, inanição, agentes biocidas, confinamento e níveis hormonais inadequados (Guraya, 1994). Um aumento na atresia dos ovócitos, particularmente de folículos pré-vitelogênicos, pode indicar uma condição e pode estar associado com exposição a contaminantes ambientais (Guraya, 1986; Cross & Hose, 1988; Johnson *et al.*, 1988). O peixe-zebra *Danio rerio* experimentalmente exposto a 17 α -ethynylestradiol, um sintético análogo ao estrogênio natural, apresentou um aumento no número de folículos atrésicos e diminuição no número de folículos vitelogênicos relativos ao peixe controle (Van Den Belt *et al.*, 2002).

Assim, podemos inferir que a presença de poluentes no Delta do rio Jacuí, pode estar afetando a reprodução de *C. alburnus*, uma vez que um número bastante grande de ovócitos não foram desovados, entrando, dessa maneira, em processo degenerativo ou em atresia. Condições adversas do ambiente podem estar impedindo que a espécie conclua seu processo reprodutivo.

Na espécie *G. gymnogenys*, foram observadas diferentes tipos de alterações histopatológicas nos ovários. A alteração mais frequente foram a degeneração celular, principalmente dos ovócitos de reserva, e diminuição no tamanho e número dos nucléolos de ovócitos vitelogênicos, indicando uma diminuição no material genético presente nas gônadas.

Numerosos estudos vêm demonstrando uma relação direta entre a carga de químicos no corpo d'água, como os organoclorados, e a concentração desses químicos nos ovos de fêmeas grávidas (Rolland, 2000). Portanto, avaliação da qualidade dos ovócitos pode ser um parâmetro utilizável em saúde reprodutiva. O tamanho dos folículos individuais, a aparência dos grânulos de vitelo e o diâmetro e forma do envelope vitelínico são exemplos de fatores que podem ser avaliados histologicamente, como os próprios controles (Blazer, 2002). Exposição crônica de *Anabas testudineus* Bloch, 1792 a concentrações não letais de cádmio, mercúrio e Metacid-50 resultou em ovócitos significativamente menores comparado a grupos controles (Bandyopadhyay & Aditya, 1998).

Outra alteração observada em *G. gymnogenys*, foi a presença de tumor ou neoplasia, alterando completamente a estrutura da gônada, juntamente com o desenvolvimento de um centro melanomacrofágico. Histologicamente, um tumor é composto por um

entrelaçamento dos feixes de células musculares lisas (Blazer, 2002). No entanto, neoplasias em tecidos reprodutivos de peixes são consideradas raras (Blazer, 2002). Hawkins *et al.* (1996) descrevem neoplasmas em células germinativas observadas em *Oryzias latipes* (Temminck & Schlegel, 1846) usada para testar uma variedade de compostos carcinogênicos. Estes incluem seminomas (neoplasmas de espermatogônias) e disgerminoma (neoplasma de ovogônias). Condições proliferativas e neoplasmas em tecidos reprodutivos em carpas dos Grandes Lagos também foram registradas (Down & Leatherland, 1989).

Acúmulo de células pigmentadas ou macrófagos agregados, também chamados de centros melanomacrofágicos, são bastante comuns em peixes coletados em áreas contaminadas (Johnson *et al.*, 1988; Barry *et al.*, 2001). Blazer (2002) também observaram a presença dessas estruturas, tanto em ovários como em testículos das espécies de peixes estudadas. Sendo assim, macrófagos agregados são indicadores confiáveis de exposição aos sedimentos contaminados com orgânicos ou baixas concentrações de oxigênio dissolvido (Myers & Fournie, 2002) e são mais numerosas em peixes provenientes de locais contaminados (Fournie *et al.*, 2001). Essas estruturas são áreas de reatividade imunológica contra corpos estranhos e células mortas que ficam fora da área de infecção, que contém um ou mais pigmentos (normalmente melanina) (Luna, 1992). Pacheco & Santos (2002) relatam que a presença de macrófagos agregados são indicativos de lesões no órgão estudado, resultado de processos degenerativos e necróticos.

Não foi observada uma relação direta entre as alterações histopatológicas observadas e os locais onde estas espécies foram amostradas, ou seja, não foi possível associar a presença dessas alterações a locais de maior ou menor qualidade ambiental. Como já foi discutido anteriormente, a região estudada recebe uma elevada carga de poluentes advindo de despejos domésticos, industriais e de atividades agrícolas (Morandi & Bringhenti, 1997; Faria & Lersch, 2001; Bendati *et al.*, 2003). Este conjunto de substâncias tóxicas e matéria orgânica comprometem de alguma forma a qualidade das águas do Delta do rio Jacuí, fazendo com que os peixes ali presentes sejam de alguma forma, afetados.

A presença de variações histopatológicas nas gônadas das espécies estudadas indica que os peixes podem responder a efeitos diretos de contaminantes como também a efeitos secundários causados por estresse. Estes resultados também indicam que a histopatologia

de gônadas de peixes pode ser utilizada para avaliações de impactos ambientais, causados principalmente pela presença de poluentes no ambiente. As alterações observadas neste estudo ocorrem em função da exposição do órgão a um determinado agente estressor durante um longo período de tempo (Flores-Lopes, 2006). Em função disto, para se obter um resultado mais conclusivo sobre a ação de potenciais substâncias encontradas no ambiente é necessário a continuidade dos estudos na área, ampliando o número de indivíduos e/ou o número de espécies analisadas.

CONCLUSÕES

Os resultados obtidos neste trabalho reforçam a importância do uso de diferentes metodologias de avaliação das alterações e degradações ambientais de origem antrópica que comprometem a qualidade dos ecossistemas, servindo como ferramentas para uma avaliação mais precisa da qualidade ambiental da região a ser estudada em programas de monitoramento ambiental.

A partir da realização deste trabalho foi possível concluir:

- Entre as variáveis ambientais consideradas neste estudo, a temperatura da água, temperatura do ar, DBO, condutividade e a turbidez desempenharam um papel importante na estruturação das assembléias de peixes do Delta do rio Jacuí.
- Os pontos DJ05, DJ04, DJ07 e DJ08 (estes dois últimos analisando somente OD) foram considerados os locais com pior qualidade ambiental, estando enquadrados, na maioria dos parâmetros, na classe 4 estabelecida pelo CONAMA.
- As ocorrências de espécies sabidamente generalistas corroboraram com a classificação de locais de baixa ou média qualidade. Entretanto, observou-se que, de uma maneira geral, espécies generalistas/oportunistas foram as mais abundantes em todos os ambientes analisados, indicando que o Delta do rio Jacuí sofre com a degradação ambiental como um todo.
- Os índices de diversidade não puderam ser considerados ferramentas úteis para explicar as variações entre os locais de coleta. Pontos que apresentaram as maiores diversidades também tiveram altas dominâncias. No caso do rio dos Sinos (DJ04) e DJ08, pontos sabidamente degradados, houve altos valores de diversidade e riqueza de espécies, no entanto, ambos os locais apresentaram alta dominância de espécies.
- Não houve casualidade na ocorrência de anomalias morfológicas nas assembléias de peixes do Delta do rio Jacuí, sendo as maiores frequências observadas nos pontos DJ08, DJ02 e DJ07. Porém foi nos pontos DJ04, DJ06 e DJ08 que o teste Qui-Quadrado apresentou resultados significativos.
- O ponto DJ08 apresentou todas as anomalias morfológicas. As anomalias do tipo **a2** e **a4** (displasia dos ossos maxilo-mandibulares e displasia dos raios e espinhos das nadadeiras, respectivamente) foram observadas em todos os pontos de amostragem.

A ocorrência da anomalia do tipo **a4** mostrou não ser casual no Delta do rio Jacuí, apresentando suas maiores frequências nos pontos DJ02 e DJ08.

- A análise de anomalias morfológicas mostrou-se um instrumento valioso para a avaliação de impacto ambiental.
- Os principais parasitos encontrados nas espécies de peixes do Delta do rio Jacuí foram os trematódeos digenéticos, observados através da doença de pontos pretos e dos isópodos. Os pontos que apresentaram resultados significativos para a presença de parasitos foram DJ02, DJ05 e DJ08, mostrando resultados semelhantes aos encontrados para as anomalias morfológicas.
- A presença de parasitos trematódeos digenéticos, representados aqui através da doença de pontos pretos, foi considerada um indicador de locais de baixa qualidade ambiental para a região do Delta do rio Jacuí, RS.
- A ocorrência de isópodos foi registrada principalmente entre as espécies *Cyanocharax alburnus*, *Gymnogeophagus gymnogenys* e *Jenynsia multidentata*, sendo observado as maiores prevalências destes parasitos nestes peixes.
- Verificou-se que os isópodos não têm uma relação com o ambiente ou com a qualidade deste. No entanto quando avaliamos os parasitos como um todo, verifica-se que estes podem ser utilizados como indicadores de qualidade ambiental, assim como a doença dos pontos pretos.
- Os resultados do Índice de Integridade Biótica calculado neste estudo classificam os ambientes analisados como de qualidade boa a muito pobre, confirmando os resultados apresentados até o momento.
- Para a região do Delta do Jacuí, a adaptação do Índice de Integridade Biótica pareceu refletir eficientemente a classificação da condição ambiental dos trechos estudados. De modo geral, o cálculo para o IIB respondeu positivamente para os locais estudados, ficando claro que o Índice para a avaliação da integridade biótica pode ser utilizado em outras Bacias da região.
- Houve variação na alimentação de ambas as espécies entre os locais de coleta. Pontos considerados de melhor qualidade ambiental nas análises anteriores apresentaram uma maior diversidade de itens alimentares e uma menor diversidade de recursos alimentares foi observada em locais mais degradados.

- As diferentes ações antrópicas sofridas no Delta do rio Jacuí, RS foram responsáveis por alterações na dieta das espécies de peixes estudadas. Foi possível perceber também a grande plasticidade alimentar de *C. alburnus* e *G. gymnogonys*, que alteraram suas dietas de acordo com o alimento disponível em cada ambiente.
- Não houve uma associação entre o IGS e a qualidade ambiental. No entanto, houve diferenças no tamanho dos ovócitos para *C. alburnus* e *G. gymnogonys*, sendo que nos locais de melhor qualidade ambiental os ovócitos atingem um tamanho maior.
- Apesar das diferenças encontradas entre os parâmetros reprodutivos de ambas as espécies e os locais estudados, estes resultados não foram consistentes para afirmar que a utilização destes são bons indicadores de qualidade ambiental, uma vez que a maioria das diferenças não apresentaram resultados significativos.
- Através da análise histopatológica nas gônadas de *C. alburnus* e *G. gymnogonys* realizada neste estudo foram observadas diversas alterações, todas elas presentes somente em gônadas femininas de ambas as espécies.
- Para *C. alburnus*, a alteração mais frequente foi o excesso de ovócitos em atresia folicular, presentes em diferentes estádios de desenvolvimento gonadal.
- A presença de poluentes no Delta do rio Jacuí, pode estar afetando a reprodução de *C. alburnus*, uma vez que um número bastante grande de ovócitos não foram desovados, entrando, dessa maneira, em processo degenerativo ou em atresia. Condições adversas do ambiente podem estar impedindo que a espécie conclua seu processo reprodutivo.
- Na espécie *G. gymnogonys*, foram observadas diferentes tipos de alterações histopatológicas nos ovários. A alteração mais frequente foram degeneração celular, principalmente dos ovócitos de reserva, e diminuição no tamanho e número dos nucléolos de ovócitos vitelogênicos, indicando uma diminuição no material genético presente nas gônadas. Também foi observada a presença de tumor ou neoplasia, alterando completamente a estrutura da gônada, juntamente com o desenvolvimento de um centro melanomacrofágico.
- Não foi observada uma relação direta entre as alterações histopatológicas observadas e os locais onde estas espécies foram amostradas.

- A presença de variações histopatológicas nas gônadas das espécies estudadas indica que os peixes podem responder a efeitos diretos de contaminantes como também a efeitos secundários causados por estresse.
- A histopatologia de gônadas de peixes pode ser utilizada para avaliações de impactos ambientais, causados principalmente pela presença de poluentes no ambiente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

As referências bibliográficas seguem as normas da revista *Neotropical Ichthyology* (Anexo).

Abelha, M. C. F., A. A. Agostinho & E. Goulart. 2001. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum*, 23 (2): 425-434.

Abes, S. da S., A. A. Agostinho, E. K. Okada & L. C. Gomes. 2001. Diet of *Iheringichthys labrosus* (Pimelodidae, Siluriformes) in the Itaipu Reservoir, Paraná River, Brazil-Paraguay. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 44 (1): 101-105.

Adams, S. M. 1990. Status and use of biological indicators for evaluating the effects of stress on fish. *American Fisheries Society Symposium*, 8: 1-8.

Adams, S. M., A. M. Brown & R. W. Goede. 1993. A quantitative health assessment index for rapid evaluation of fish condition in the field: *Transactions of the American Fisheries Society*, 122: 63-73.

Adams, S. M., J. S. Jaworska & K. D. Ham. 1996. Influence of ecological factors on the relationship between induction and fish growth: Bridging the gap using neural networks. *Marine Environmental Research*, 42(1-4): 197-201.

Adebisi, A. A. 1987. The relationships fecundities, gonadosomatics indices and eggs sizes of some fishes of Ogun River, Nigéria. *Arch fuer Hydrobiology*, 111(1): 151-156.

Adlard, R. D. & R. J. G. Lester. 1995. The life-cycle and biology of *Anilocra pomacentri* (Isopoda, Cymothoidae), and ectoparasitic isopod of the coral-reef fish, *Chromis nitida* (Perciformes, Pomacentridae). *Australian Journal of Zoology*, 43(3): 271-281.

Agostinho, A. A. & M. Zalewski. 1995. The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain and riparian ecotone zone in Paraná River, Brazil. *Hydrobiologia*, 303: 141-148.

Agostinho, A. A., L. E. Miranda, L. M. Bini, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & H. I. Suzuki. 1999. Patterns of colonization in Neotropical Reservoirs, and Prognoses on Aging. Pp 227-265.

- In*: Tundisi, J. G. & M. S. Straskraba (eds.). Theoretical Reservoir Ecology and its application. IIE – International Institute of Ecology, São Carlos. 585p.
- Agulleiro, B., M. P. Garcia-Hernández & A. Garcia-Ayala. 2006. Teleost adenohipophysis: morphofunctional and developmental aspects. Pp 287-323. *In*: Reinecke, M., G. Zaccane & B. G. Kappor (Eds). Fish Endocrinology. Science Publisher. 440p.
- Alberto, R. M. F. 2008. Aspectos bioecológicos e parasitários de cimotoídeos em peixes do lago Guaíba/RS (Crustacea, Isopoda, Cymothoidae). Tese de doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 191p.
- Alberto, R. M., M. S. Goulart, E. H. L. Pereira & J. J. Bertoletti. 2001. Desenvolvimento intramarsupial de *Telotha henselii* (Von Martens, 1869) (Crustacea, Isopoda, Cymothoidae). Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, ser. Zoologia, 14(1): 73-87.
- Ali, M. & R. J. Wootton. 1999. Effect of variable food on reproductive performance breeding female tree-spined Sticklebacks. *Journal of Fish Biology*, 55(5): 1040-1053.
- Allan J. D., A. S. Flecker. 1993. Biodiversity conservation in running waters. *BioScience*, 43:32–43.
- Angermeier, P. L. & J. R. Karr. 1983. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. *Environmental Biology of Fishes*, 9: 117–135.
- Angermeier, P. L. & J. R. Karr. 1986. Applying an index of biotic integrity based on stream-fish communities: Considerations in sampling and interpretation. *North American Journal of Fisheries Management*, 6: 418–429.
- Angermeier, P. L, R. A. Smogor & J. R. Stauffer. 2000. Regional frameworks and candidate metrics for assessing biotic integrity in Mid-Atlantic Highland streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 129: 962-81.
- Araújo, F. G. 1996. Composição e estrutura da comunidade de peixes do médio e baixo rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Biologia*, 56: 111–126.

- Araújo, F. G. 1998. Adaptação do Índice de Integridade Biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Biologia*, 58(4): 547- 558.
- Araújo, F. G., I. Fischeberg, B. C. T. Pinto & M. G. Peixoto. 2003. A preliminary index of biotic integrity for monitoring the condition of the Rio Paraíba do Sul, Southeast Brazil. *Environmental Management*, 32(4): 516-526.
- Araújo, N. B. & F. L. Tejerina-Garro. 2009. Influence of environmental variables and anthropogenic perturbations on stream fish assemblages, Upper Paraná River, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 7(1):31-38.
- Arcifa, M. S., T. G. Northcote & O. Froehlich. 1991. Interactive ecology of two cohabiting characin fishes (*Astyanax fasciatus* and *Astyanax bimaculatus*) in an eutrophic Brazilian reservoir. *Journal of Tropical Ecology*, 7:257-268.
- Ates, A. S., J. P. Trilles, A. Ismen & C. Ç. Yigin. 2006. New unusual associations involving parasitic isopods. *Crustaceana*, 79(3): 275-380.
- Azevedo, J. S., L. Gomes da Silva, C. R. S. F. Bizerril, M. Dansa-Petretski & N. R. W. Lima. 2006. Infestation pattern and parasitic castration of the crustacean *Riggia paranensis* (Crustacea, Cymothoidae) on freshwater fish *Cyphocharax gilbert* (Teleostei, Curimatidae). *Neotropical Ichthyology*, 4(3): 363-369.
- Azevedo, J. S., M. P. M. Thomé, L. Gomes da Silva, R. Novelli, M. Dansa-Petretski & N. R. W. Lima. 2002. Parasitismo de *Riggia paranensis* (Crustacea, Cymathoidae) em populações de *Cyphocharax gilbert* (Teleostei, Curimatidae). *Boletim do Instituto de Pesca*, 28(1): 61-69.
- Bakenhaster, M. D., R. McBride & W. W. Price. 2006. Life history of *Glossobius hemiramphi* (Isopoda, Cymothoidae): development, reproduction and symbiosis with its host *Hemiramphus brasiliensis* (Pisces, Hemiramphidae). *Journal of Crustacean Biology*, 26(3): 283-294.
- Balon, E. K. 1975. Reproductive guilds of fishes: a proposal and definitions. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 32: 821-864.

- Balon, E. K. 1981. Additions and amendments to the classification of reproductive styles in fishes. *Environmental Biology of Fish*, 6: 377-389.
- Balon, E. K. 1993. Dynamics of biodiversity and mechanisms of change: A plea for balanced attention to form creation and extinction. *Biological Conservation*, 66: 5–16.
- Bandyopadhyay, M. P. & A. K. Aditya, 1998. Chemical induced changes in percentage and sizes of diameter in the ovarian oocytes of *Anabas testudineus* (Bloch). *Journal Freshwater Biology*, 10: 75-82.
- Baptista, D. F. 2008. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensia*, 12 (3): 425-441.
- Barbour, M. T., J. Gerritsen, B. D. Snyder & J. B. Stribling, 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. Second edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.
- Barnes, N. J. 1998. Chronic pollution in freshwaters, evaluation of ecological impacts and implications for water resource management. *Environmental Management and Health*, 9: 49–53.
- Barrella, W., M. Petrere Jr., W. S. Smith & L. F. A. Montag. 2000. As Relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes, Pp.187-207. *In*: Rodrigues, R. R. & H. F. Leitão-Filho (Eds.). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. Edusp, São Paulo, 320p.
- Barry, C. E., M. R. Waincott, S. J. Foott & R. Patiño. 2001. Gonadal macrophage aggregates: novel biomarker of contaminant exposure and effect in male fishes? *Proceedings of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry*. Annual meeting, 11-15, Baltimore, MD, 222p.
- Bashirullah, A. K. M. 1991. Occurrence and site specificity of an isopod *Anilocra laticauda* H. Milne Edwards, 1840 (Isopoda, Cymothoidae), parasitic on the grunt, *Orthopristis ruber* (Cuvier) in Eastern Venezuela. *Crustaceana*, 61(1): 38-42.

- Bastos, L. P. & V. Abilhoa. 2004. A utilização do índice de integridade biótica para avaliação da qualidade de água: um estudo de caso para riachos urbanos da Bacia Hidrográfica do Rio Belém, Curitiba, Paraná, Brasil. *Revista Estudos de Biologia*, 26(55): 33-44.
- Bastos, P. B. & V. E. Thatcher. 1997. A redescription of *Riggia paranensis* Szidat, 1948 (Isopoda, Cymothoidae) based on thirty-two specimens from curimatid fish of Rio de Janeiro, Brazil, with an emendation of the genus. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 92(6): 755-760.
- Bauer, O. N. 1961. Relationships between host fishes and their parasites. Pp: 84-103. *In*. Dogiel, V.A. Dogiel, G. K. Petrushevski & Y. I. Polyanski (Eds). *Parasitology of fishes*. 1 ed. Edinburgo: Oliver and Boyd. 143p.
- Bendati, M. M. A., C. R. M. Maizonave, E. D. Olabbarriaga & R. M. Rosado. 1998. Use of the benthic macroinvertebrate community as a pollution indicator in the Gravataí River (RS, Brazil). *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 26: 2019 – 2023
- Bendati, M. M., M. S. R. Schwarzbach, C. R. M. Maizonave, L. B. Almeida & M. L. Bringhenti. 2003. Avaliação da qualidade da água do lago Guaíba. Subsídios para a gestão da bacia hidrográfica. DMAE, Ecos Pesquisa, ano 4, no. 7. 34p.
- Bengtsson, B. E. 1974. The effects of zinc on mortality and reproduction of the minnow, *Phoxinus phoxinus*. *Archives of Environmental Contamination Toxicology*, 2: 342-355.
- Bengtsson, B. E., A. Bengtsson & M. Himberg. 1985. Fish deformities and Pollution in some Swedish waters. *Ambio.*, 14: 32 – 35.
- Bengtsson, B. E., C. H. Carlin, A. Larsson & O. Svanberg. 1975. Vertebral damage in Minnows, *Phoxinus phoxinus* L., exposed to Cadmium. *Ambio.*, 4: 166 – 168.
- Bergman, H. 1985. Assessment protocols for the identification and quantification of injury to fishery resources. Progress Report, U.S. Department of Interior, Washington, 364 p.
- Bernet, D. H., W. Schmidt P. M., Burkhardt-Holm & T. Wahli. 1999. Histopathology in fish: proposal for a protocol to assess aquatic pollution. *Journal of Fishes Disease*, 22: 25 – 34.

- Blazer, V.S., 2002, Histopathological assessment of gonadal tissue in wild fishes: Fish Physiology and Biochemistry, 26: 85-101.
- Blazer, V. S., J. W. Fournie & B. A. Weeks-Perkins. 1997. Macrophage aggregates: Biomarker for immune function in fish? Pp. 360-375. *In*: Environmental Toxicology and Risk Assessment: Modeling and Risk Assessment (Sixth volume), 345p.
- Böhlke, J. E., S. H. Weitzman & N. A. Menezes. 1978. Estado atual da sistemática de peixes de água doce da América do Sul. *Acta Amazônica*, 8: 657–677.
- Bojsen, B. H. & R. Barriga. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology*, 47: 2246–2260.
- Bolger, T. & P. L. Connolly. 1989. The selection of suitable indices for the measurement and analysis of fish condition. *Journal of Fish Biology* 34(2): 171-182.
- Borror, D. J. & D. M. DeLong. 1988. *Introdução ao estudo dos insetos*. Editora Edgar Brücher Ltda. São Paulo. 654p.
- Bortone, S. A. & R. F. Cody. 1999. Morphological masculinization in poeciliid females from a paper mill effluent receiving tributary of the St. Johns River, Florida, USA. *Bulletin Environmental Contamination Toxicology*, 63: 150-156.
- Bowen, Z. H., M. C. Freeman & D. L. Watson. 1996. Index of biotic integrity applied to a flow - regulated river system. *Proceedings Annual Conference Southeast Association Fish and Wild. Agencies*, 50: 26-37.
- Bozzetti, M. & U. H. Schulz. 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. *Hydrobiologia*, 529: 133-144.
- Braga, M. I. 2000. Integración de la función y los servicios de los ecosistemas de agua dulce a los proyectos de desarrollo hídrico. Washington D.C.: Banco Interamericano de Desarrollo - Departamento de Desarrollo Sostenible - Division de Medio Ambiente, Informe Técnico, 40p.

- Bragoni, G., B. Romestand & J. P. Trilles. 1984. Parasitoses a cymothoadien chez le loup, *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758) en élevage. 1. Écologie parasitaire dans le cas de l'étang de Diana (Haute-corse) (Isopoda, Cymothoidae). *Crustaceana*, 47(1): 44-51.
- Breder, C. M. Jr. & D. E. Rosen. 1966. Models of reproduction in fishes. Natural History Press, Garden City, NJ. 941p.
- Bruschi Jr., W., L. R. Malabarba & J. F. P. Da Silva. 2000. Avaliação da qualidade ambiental dos riachos através das taxocenoses de peixes. Pp. 803-809. *In*: Centro de Ecologia/UFRGS. Carvão e Meio Ambiente, Porto Alegre, Ed. da Universidade. 967p.
- Bucke, D., S. W. 1993. Feist Histopathological changes in the livers of dab, *Limanda limanda* (L.). *Journal of Fish Disease*, 16(4): 281-296.
- Buckup, P. A., N. A. Menezes & M. S. Ghazzi. 2007. Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil. Série Livros, Museu Nacional, Rio de Janeiro, 195p.
- Burcham, J. 1988. Fish communities and environmental characteristics of two lowland streams in Costa Rica. *Revista de Biologia Tropical*, 36: 273–285.
- Buss, D. F.; D. F. Baptista & J. L. Nessimian. 2003. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. *Cadernos de Saúde Pública*, 19(2): 465-473.
- Cain, S. A. 1938. The species-area curve. *American Midland Naturalist*, 19:573-581.
- Cairns, J. Jr. & J. R. Pratt. 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. Pp. 10-27. *In*: Rosenberg, D. M. & V. H. Resh (Eds.). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*, New York: Chapman & Hall.
- Cairns, J. Jr, P. V. McCormick & B. R. Niederlehner. 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia*, 263: 1-144.
- Callisto, M., M. Moretti & M. Goulart. 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 6:71-82.

- Callisto, M., P. Moreno, Jr. Gonçalves, J. F. Leal & F. A. Esteves. 2002. Diversity and biomass of Chironomidae (Diptera) larvae in an impacted coastal lagoon in Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 62: 77-84.
- Camargo, A. F. M., R. A. R. Ferreira, A. Schiavetti & L. M. Bini, 1996. Influence of physiograph and human activity on limnological characteristics of lotic ecosystems of the south coast of São Paulo, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 8: 231–243.
- Camargo, M. M. P. & C. B. dos R. Martinez. 2007. Histopathology of gills, kidney and liver of a Neotropical fish caged in an urban stream. *Neotropical Ichthyology*, 5: 327-336.
- Caris, M. G. & S. D. Rice. 1990. Abnormal development and growth reductions of Pollock *Theragra chalcogramma* embryos exposed to water-soluble fractions of oil. *Fishes of Bulletin U.S.*, 88: 29-37.
- Carvalho, J. P. 1939. Sobre um curioso caso de écto-parasitismo. *Revista de Indústria Animal*, 2(3): 41-44.
- Casatti, L., C. P. Ferreira & F. Langeani. 2008. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 623:173–189.
- Casatti, L., F. Langeani, A. M. Silva & R. M. C. Castro. 2006b. Stream fishes, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66: 29–41.
- Casatti, L., F. Langeani & C. P. Ferreira. 2006a. Effects of Physical Habitat Degradation on the Stream Fish Assemblage Structure in a Pasture Region. *Environmental Management*, 38:974–982.
- Casatti, L., F. Langeani & R. M. C. Castro. 2001. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, SP. *Biota Neotropica*, 1:1-15. www.biotaneotropica.org.br/v2n2/pt/fullpaper?bn02502022002+pt
- Casatti, L., H. F. Mendes, & K. M. Ferreira. 2003. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana Reservoir, Paranapanema River, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 63(2):213–222.

- Castro, R. M. C. 1999. Evolução da ictiofauna de riachos Sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. *In*: Caramaschi, E. P., R. Mazzoni & P. R. Peres-Neto (Eds), *Ecologia de Peixes de Riachos. Série Oecologia Brasiliensis*, 6: 139-155.
- Castro, R. M. C. & L. Casatti. 1997. The fish fauna from a small Forest stream of the upper Paraná River Basin, southeastern Brasil. *Ichthyological Exploration Freshwaters* 7: 337-52.
- Catella, A. C. & M. Petrere Jr. 1998. Body-shape and food habitats of fish from Baía da Onça, a Pantanal flood plain lake, Brazil. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 26: 2203-2208.
- Chubb, J. C. 1973. Influence of parasites on freshwater fishes in Britain. *Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie*, 18: 1628-1632.
- Clarke, K. R. & R. W. Warwick. 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, 859p.
- Colwell, R. K. 2000. EstimateS 7.5: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Disponível em: <<http://viceroy.eed.uconn.edu/estimates>>. Acesso em: 04.03.2005.
- CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. DOU, Brasília – DF, de 17 de março de 2005.
- Connell, J. H. 1987. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199: 1302- 310.
- Costello, M. J. 1990. Predator feeding strategy and prey importance: a new graphical analysis. *Journal of Fish Biology*, 36: 261-263.
- Cross, J. N. & J. E. Hose. 1988. Evidence for impaired reproduction in white croaker *Genyonemus lineatus* from contaminated areas off southern California. *Marine Environmental Research*, 24: 185-188.

- Cunico, A. M., A. A. Agostinho & J. D. Latini. 2006. Influência da urbanização sobre as assembleias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(4): 1101–1110.
- Dajoz, R. 1983. *Ecologia Geral*. Petrópolis, Vozes, 472p.
- Dalto, R. & S. B. Meneghetti. 1998. Águas que se encontram. Pp. 8–29. *In*: Noronha, L.C. (Org.). Baía de todas as águas: preservação e gerenciamento ambiental na Bacia Hidrográfica do Guaíba. Secretaria da Coordenação e Planejamento do Estado do Rio Grande do Sul, Secretaria Executiva do Pró-Guaíba, Porto Alegre, 112p.
- Daoulas, C. H., A. N. Economou & I. Bantavas. 1991. Osteological abnormalities in laboratory reared sea-bass (*Dicentrarchus labrax*) fingerlings. *Aquaculture*, 97: 169-180
- Dave, G. & R. Xiu. 1991. Toxicity of mercury, copper, nickel, lead and cobalt to embryos and larvae of zebrafish, *Brachydanio rerio*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 21: 126-134.
- Davis W. S., 1995. Biological Assessment and Criteria: Building on the Past. Pp. 15–30. *In*: Davis, W. S. & T. P. Simon (Eds), *Biological Assessment And Criteria: Tools For Water Resource Planning And Decision Making*. CRC Press, Boca Raton, Florida, 345p.
- De Bruyn, A. M. H., D. J. Marcogliese & J. B. Rasmussen, 2003. The role of sewage in a large river food web. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60: 1332–1344.
- De Vlaming, V. 1983. Oocyte development patterns and hormonal involvements among Teleosts. Pp. 176–199. *In*: Rankin, J.C., T.J. Pitcher & R. T. N. Duggan (Eds). *Control Process in Fish Physiology* Croom Helm, London, 234p.
- Dias, R. M., D. Bailly, R. R. Antonio, H. I. Suzuki & A. A. Agostinho. 2005. Colonization of the Corumbá Reservoir (Corumbá River, Paraná River Basin, Goiás State, Brazil) by the “lambari” *Astyanax altiparanae* (Tetragonopterinae, Characidae). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48: 467–476.
- Dill, L. M. 1983. Adaptive flexibility in the foraging behavior of fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 40: 398-408.

- DNAEE - Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica. 1983. Divisão de controle de recursos hídricos, 1º Distrito. Bacia do Guaíba – Mecânica de correntes do Guaíba. Relatório síntese. Porto Alegre.
- Dogiel, V. A., G. K. Petrushevski & I. J. Polyanski. 1958. Parasitology of Fishes. Leningrad University Press, 384 p.
- Down, N. E. & J. F. Leatherland. 1989. Histopathology of gonadal neoplasms in cyprinid fish from the lower Great Lakes of North America, *Journal of Fish Diseases*, 12: 415-437.
- Drake, M. T. & D. L. Pereira. 2003. Development of a fish-based index of biotic integrity for small inland lakes in central Minnesota. *North American Journal of Fisheries Management*, 22: 1105–1123.
- Duarte, S., F. G. Araújo, 2001. Abundância relativa e distribuição de *Loricariichthys spixii* (Steindachner) (Siluriformes, Loricariidae) no reservatório de Lajes, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 18: 465–477.
- Dufech, A. P. S. & C. B. Fialho. 2009. Estudo comparado da taxocenose de peixes em dois ambientes aquáticos do Parque Estadual de Itapuã, sul do Brasil. *Iheringia, série Zoologia*, 99(2): 177-188.
- Eaton, J. G. 1973. Chronic toxicity of copper, cadmium and zinc mixture to flathead minnow (*Pimephales promelas* Rafinesque). *Water Research*, 7: 1723-1736.
- Eiras, J. C., R. M. Takemoto & G. C. Pavanelli. 2002. Métodos de estudo e técnicas laboratoriais em parasitologia de peixes. Maringá: Eduem, 206p.
- Eklöv A. G., L. A. Greenberg, C. Brönmark, P. Larsson & O. Berglund. 1998. Response of stream fish to improved water quality: a comparison between the 1960s and 1990s. *Freshwater Biology*, 40:771–782.
- EPA – Environment Protection Agency. 1984. Development of Water Quality-Based Permit Limitations for Toxic Pollutants: National Policy. *Federal Register, Notices, Washington*, 49(48): 9016 – 9019.

- Esch, G. W., J. W. Gibbons, & J. E. Bourque. 1974. An Analysis of the Relationship Between Stress and Parasitism. *The American Midland Naturalist*, 93(2): 339-353.
- Esteves, K. E., A. V. P. Lobo & M. D. R. Faria. 2008. Trophic structure of a fish community along environmental gradients of subtropical river (Paraitinga River, Upper Tietê River basin, Brazil). *Hydrobiologia*, 598(1): 737-787.
- Esteves, K. E. & J. M. R. Aranha. 1999. Ecologia Trófica de Peixes de Riachos, Pp.157-182 *In*: E. Caramaschi, P., R. Mazzoni & P. R. Peres-neto (Eds.). *Ecologia de peixes de riachos*. Rio de Janeiro, *Oecologia Brasiliensis*, 260p.
- Etxeberria, M., M. P. Cajaraville & I. Marigomez. 1995. Changes in digestive cell lysosomal structure in Mussels as biomarkers of environmental stress in the Urdaibai Estuary (Biscay Coast, Iberian Peninsula). *Marine Pollution Bulletin*. 30(9): 599- 603.
- Faria, C. M. & E. C. Lersch. 2001. Monitoramento das águas do Delta e foz dos rios formadores do Guaíba. DMAE, *Ecos Pesquisa*, ano 2, número 5. 63p.
- Fausch, K. D., J. Lyons, J. R. Karr & P. L. Argermeier. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. Pp. 123-144. *In*: Adams, S. M. (ed.). *Biological indicators of stress in fish*. American Fisheries Society Symposium, 8: 191p.
- Fepam – Fundação Estadual De Proteção Ambiental. 1999. Qualidade das águas do rio dos Sinos. Departamento de Qualidade Ambiental. Divisão de planejamento e diagnóstico. Monitoramento da qualidade da água, 49 p.
- Fepam – Fundação Estadual de Proteção Ambiental. 2008. Estratégias Ecotoxicológicas para Avaliação de Risco Aplicadas à Bacia Hidrográfica do rio Caí - Atlas Ambiental. Vera Maria Ferrão Vargas (Coord.), Nara Regina Terra (Ed.) e Eliana Casco Sarmento. Porto Alegre: FEPA. 164p.
- Fepam - Fundação Estadual De Proteção Ambiental. 2009. Disponível em: <http://www.fepam.rs.gov.br> acessado em: 26.03.2009.
- Ferreira, C. P. & L. Casatti. 2006a. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma microbacia de pastagem São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(3): 642-651.

- Ferreira, C. P. & L. Casatti, 2006b. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica*, 6: 1–25. <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n3/pt/abstract?article+bn00306032006>
- Fialho, A. P., L. G. Oliveira, F. L. Tejerina-Garro & B. Mérona. 2008. Fish-habitat relationship in a tropical river under anthropogenic influences. *Hydrobiologia*, 598: 315-324.
- Fiuman, L. A. 1993. Water quality and the early life stages of fishes. *American Fisheries Society Symposium* 14, 172p.
- Flores-Lopes, F. 2006. Monitoramento ambiental da bacia hidrográfica do lago Guaíba – RS – Brasil, através da utilização de diferentes metodologias aplicadas a taxocenoses de peixes. Porto Alegre, Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, UFRGS, 225 p.
- Flores-Lopes, F., L. R. Malabarba, E. H. L. Pereira & J. F. P. da Silva. 2001. Alterações histopatológicas em placas ósseas do peixe cascudo *Rineloricaria strigilata* (Hensel) (Teleostei, Loricariidae) e sua frequência no lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira Zoologia*, 18(3): 699-709.
- Flores-Lopes, F., L. R. Malabarba, J. F. P. da Silva & E. H. L. Pereira. 2002. Histologia de deformidades vertebrais em *Astyanax alburnus* (Hensel, 1870) (Ostariophysi: Characidae) do lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia PUCRS, Sér. Zool.*, 15(1): 137-155.
- Flotemersch, J. E., J. B. Stribling & M. J. Paul. 2006. *Concepts and Approaches for the Bioassessment of Non-wadeable Streams and Rivers*, Ohio. 134p.
- Fournie, J. W., J. K. Summers, L. A. Courtney, V. D. Engle & V. S. Blazer. 2001. Utility of splenic macrophage aggregates and an indicator of fish exposure to degraded environments. *Journal of Aquatic Animal Health*, 13: 105-116.
- Ganasan, V. & R. M. Hughes. 1998. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshwater Biology*, 40: 367-83.
- Gerking, S. D. 1994. *Feeding ecology of fishes*. Academic Press. 416p.

- Gibbs, H.C. 1985. Effects of parasites on animal and meat production. Pp.7-27. *In*: Gaafar, S. M., W. E. Howard & R. E. Marsh (Eds.). World animal science B2: parasites, pests and predators. The Netherlands: Elsevier. 124p.
- Giller, P. S. & B. Malmqvist, 2000. The Biology of Streams and Rivers. Oxford University Press, New York. 176p.
- Gondin-Ferreira, E. J. 1993. Composição, distribuição e aspectos ecológicos da ictiofauna de um trecho do rio Trombetas, na área de influência da futura UHE Cachoeira Porteira, Estado do Pará, Brasil. *Acta Amazônica*, 23: 1–89.
- Goodbred, S. L., R. J. Gilliom, T. S. Gross, N. P. Denslow, W. L. Bryant & T. R. Schoed. 1997. Reconnaissance of 17 β -estradiol, 1-ketotestosterone, vitellogenin, and gonadal histopathology in common carp of United States streams, Potential for contaminant-induced endocrine disruption. U.S. Geological Survey Open-File Report 96-627, Sacramento, California, 47pp.
- Gorman O. T. & J. R. Karr. 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, 59: 507–515.
- Gosz, J. R. 1980. The influence of reduced streamflows on water quality. Pp. 3-48. *In*: Spofford, W. O., A. L. Parker & A. V. Kneese. Energy development in the Southwest, 2. Resources for the future, Washington D. C. 97p.
- Goulding, M. 1980. The fishes and the forest: explorations in Amazon natural history. Berkeley: Univ. California Press. 280p.
- Grassini, C. M. 1994. Estudios preliminares de *Telotha henselii* (Crustacea, Isopoda, Cymothoidae) parasito de camarones palemonidos. *Anales Del Museo de História Natural*, 22:81.
- Gregory, S. V., F. J. Swanson, W. A. McKee & K. W. Cummings, 1991. An ecosystem perspective of riparian zones: focus on links between land and water. *Bioscience*, 41: 540–551.
- Gulland, J. A. 1977. Fish populations dynamics. London: John Willey & Sons. 372p.

- Gulland, J. A. 1989. Fish populations and their management. *Journal of Fish Biology*, 35: 1-9.
- Guraya, S. S. 1986. *The Cell and Molecular Biology of Fish Oogenesis*. Karger, Basel. 198p.
- Guraya, S. S. 1994. Gonadal development and production of gametes in fish. *Proceedings of Indian academy of Science*, 60: 15-32.
- Gurgel, H. C. B., C. Q. Albuquerque, D. S. L. Souza & G. Barbieri. 2000. Aspectos da biologia pesqueira em fêmeas de *Cathrops spixii* do estuário do rio Potengi, Natal/RN, com ênfase nos índices biométricos. *Acta Scientiarum*, 22(2): 503-505.
- Hahn, N. S. R. & R. Fugi. 2007. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e conseqüências nos estágios iniciais do represamento. *Oecologia Brasiliensia*, 11 (4): 469-480.
- Hammer, Ø., D. A. T. Harper & P. D. Ryan, 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 1-9. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm.
- Harries J. E., A. Janbakhsh, S. Jobling, P. Matthiessen, J. P. Sumpter & C. R. Tyler. 1996. A survey of estrogenic activity in United Kingdom inland waters. *Environmental Toxicology Chemistry*, 15: 1993-2002.
- Harris, J. H. & R. Silveira. 1999. Large-scale assessments of river health using an index of biotic integrity with low-diversity fish communities. *Freshwater Biology*, 41: 235-252.
- Hawkins W. E., J. W. Fournie, T. Ishikawa & W. W. Walker. 1996. Germ cell neoplasms in Japanese medaka. *Journal Aquatic Animal Health*, 8: 120-129.
- Henriques-Oliveira, A. L., J. L. Nessimian & L. F. M. Dorvillé. 2003. Feeding habitats of Chironomid larvae (Insecta: Diptera) from a stream in the Floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 63(2):269-281.
- Hering, D., C. K. Feld, O. Moog & T. Ofenböck. 2006. Cook Book For The development of a multimetric index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia*, 566: 311-342.

- Hill, B. H., A. T. Herlihy, P. R. Kaufmann, Decelles & M. A. Vander Borgh. 2003. Assessment of streams of the eastern United States using a periphyton index of biotic integrity. *Ecological Indicators*, 2: 325–338.
- Hinton, D. E. & D. J. Lauren. 1990. Integrative histopathological approaches to detecting effects of environmental stressors in fishes: American Fisheries Society Symposium, 8: 51-66.
- Hinton, D. E., P. C. Baumann, G. R. Gardner, W. E. Hawkins, J. D. Hendricks, R. A. Murchelano & M. S. Okihiro. 1992. Histopathological Biomarkers. Pp. 155 – 209. *In*: Huggett R. J., R. A. Kimerle, P.M. Mehrle & H. L. Bergman (Eds), *Biomarkers: Biochemical, Physiological and Histological markers of anthropogenic stress*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Hocutt, C. H., P. N. Johnson, C. Hay & B. J. Zyl. 1994. Biological basis of water quality assessment: the Kavango River, Namibia. *Revista Hydrobiologia Tropical* 27(4): 361-84.
- Holomuzki, J. R. & B. J. F. Biggs, 2000. Taxon-specific responses to high-flow disturbance in streams: implications for population persistence. *Journal of the North American Benthological Society*, 19: 670–679.
- Houde, E. 1973. Some recent advances and unsolved problems in the culture of marine fish larvae. *Proceedings World Maricult. Society*, 3: 83-112.
- Hued, A. C. & M. A. Bistoni. 2005. Development and validation of a biotic index for evaluation of environmental quality in the central region of Argentina. *Hydrobiologia*, 543: 279–298.
- Hughes, R. M. & R. F. Noss. 1992. Biological diversity and biological integrity: current concerns for lakes and streams. *Fisheries*, 17: 11-19.
- Hughes, R. M. & T. Oberdorff, 1998. Applications of IBI concepts and metrics to waters outside the United States and Canada. Pp. 79–93. *In* Simon, T. P. (ed.), *Assessing the Sustainability and Biological Integrity of Water Resources Using Fish Communities*. CRC Press, Boca Raton.
- Hugueny, B., S. Câmara, B. Samoura & M. Magassouba. 1996. Applying an index of biotic integrity based on fish assemblages in a west african river. *Hydrobiologia*, 331: 71-78.

- Huizinga, H. W. 1972. Pathobiology of *Artystone trysibia* (Isopoda, Cymothoidae), an endoparasitic isopod of South American freshwater fishes. *Journal of Wildlife Diseases*, 8: 225-232.
- Huston, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. *American Naturalist*, 113: 81- 01.
- Hynes, H. B. N. 1950. The food of freshwater sticklebacks (*Gasterostomus aculeatus* and *Pigosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. *Journal of Animal Ecology*, 19(1): 411-429.
- Iger, Y., H. A. Jenner & S. E. Wendelaarbonga. 1994. Cellular responses in the skin of Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to Rhine water. *Journal of Fish Biology*, 45: 1119-1132.
- Jackson, D. A., P. R. Peres Neto & J. D. Olden. 2001. What controls who is where in freshwater fish communities: the roles of biotic, abiotic and spatial factors? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58: 157-170.
- Jameson, S. C, M. V. Erdmann, J. R. Karr & K. W. Potts. 2001. Charting a course toward diagnostic monitoring: A continuing review of coral reef attributes and a research strategy for creating coral reef indexes of biotic integrity. *Bulletin of Marine Science*, 69(2): 701–744.
- Jaramillo-Villa, U. & E. P. Caramaschi., 2008. Índices de Integridade Biótica usando peixes de água doce: uso nas regiões tropical e subtropical. *Oecologia Brasiliensia*, 12(3): 442-462.
- Jenkins, J. A., 2004, Fish bioindicators of ecosystem condition at the Calcasieu Estuary, Louisiana: USGS Open-File Report 2004-1323, 47 p.
- Johnson, L. L., E. Casillas, M. S. Myers, L. D. Rhodes & O. P. Olson. 1991. Patterns of oocyte development and related changes in plasma 17-b estradiol, vitellogenin and plasma chemistry in English sole (*Parophrys vetulus*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 152:161–185.
- Johnson, L. L., E. Casillas, T. K. Collier, B. B. McCain, & U. Varanasi. 1988. Contaminant effects on ovarian development in English sole (*Parophrys vetulus*) from Puget Sound, Washington. *Canadian Journal of Fish Aquatic Science*, 45: 2133–2146.

- Kamdem-Toham, A. & G. G. Teugels, 1999. First data of an index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblage for the assessment of the impact of deforestation in a tropical wets African river system. *Hydrobiologia*, 397: 29–38.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6): 21-27.
- Karr, J. R. 1987. Biological monitoring and environmental assessment: a conceptual framework. *Environmental Management*, 11: 249-256.
- Karr, J. R & D. R. Dudley. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, 5: 55-68.
- Karr, J. R. & E. W. Chu. 1999. *Restoring Life in Running Waters*. Island Press, Washington DC.
- Karr, J. R. & E. W. Chu. 2000. Sustaining living rivers. *Hydrobiologia*, 422/423:1-14.
- Karr, J. R., K. D. Fausch, P. L. Angermeier, P. R. Yant & I. L. Schollosser. 1986. Assessment of biological integrity in running water: a method and its Rationale. Special Publication 5. Champaign: Illinois Natural History Survey.
- Kimberling, D. N., J. R. Karr & L. S. Fore. 2001. Measuring human disturbance using terrestrial invertebrates in the shrubsteppe of eastern Washington (USA). *Ecological Indicators*, 1: 63-81.
- Kinne, O. 1984. *Diseases of Marine Animals*. Volume IV, Part 1, Introduction, Pisces. Biologische Anstalt Helgoland, Hamburg, Federal Republic of Germany. 541 p.
- Kleynhans, C. J. 1999. The development of a fish index to assess the biological integrity of South African rivers. *Water AS*, 25(3): 265-78.
- Klontz, G. W. 1972. Hematological techiques and the immune response in rainbow trout. *Symposion Zoology Society London*, 30: 89-99.
- Köppen, W. 1948. *Climatologia, con un estudio de los climas de la tierra*. México, Fondo de Cultura Economica. 478p.
- Koskivaara, M. 1992. Environmental Factors Affecting Monogeneans Parasitic on Freshwater Fishes. *Parasitology Today*, 8(10): 339-342.

- Kuehne, R. A. 1962. A classification of streams, illustrated by fish distribution in an Eastern Kentucky Creek. *Ecology*, 43 (4): 608-614.
- Lacouture, R. V., J. M. Johnson, C. Buchanan & H. G. Marshall. 2006. Phytoplankton Index of Biotic Integrity for Chesapeake Bay and its Tidal Tributaries. *Estuaries and Coasts*, 29(4): 598–616.
- Lagler, K. F., J. E. Bardach, R. R. Miller, D. R. M. Passino. 1977. *Ichthyology*. 2nd ed. New York: John Wiley and Sons, Inc. 506p.
- Lammert, M. & J. D. Allan, 1999. Assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. *Environmental Management*, 23: 257–270.
- Lampert, V. R. 2003. Biologia reprodutiva de duas espécies do gênero *Bryconamericus* (Characidae:Tetragonopterinae) dos rios Jacuí e Uruguai, RS. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 73p.
- Lanno, R. P. & D. G. Dixon. 1994. Chronic toxicity of waterborn thiocyanate to the fathead minnow (*Pimephales promelas*): a partial life cycle study. *Environmental Toxicology Chemistry*, 13(9): 1423-1432.
- Leatherland, J. F. 1993. Field observations on reproductive and developmental dysfunctions in introduced and native salmonids from the Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research*, 19(4): 737-751.
- Le Cren, E. D. 1951. The length-weight relationship and seasonal cycles in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *Journal Animal Ecology*, 20 (2): 201-219.
- Lee, T. R. 2000. Urban water management for better urban life in Latin America. *Urban Water*, 2: 71-78.
- Leidy, R. A. & P. L. Fielder. 1985. Human disturbance and patterns of fish species diversity in the San Francisco Bay drainage, California. *Biological Conservation*, 33: 247- 267.

- Leite, M. A., E. L. G. Espínola & M. C. Calijuri. 2000. Tripton sedimentation rates in the Salto Grande reservoir (Americana, SP, Brasil): a methodological evaluation. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 12: 63–68.
- Lemos de Castro, A. 1985. Ectoparasitismo of *Telotha henselii* (von Martens) (Isopoda, Cymothoidae) on *Macrobrachium barsiliensis* (Heller) (Decapoda, Palaemonidae). *Crustaceana*, 49(2): 200-201.
- Lemos de Castro, A. & J. P. Machado Filho. 1946. *Artystone trysibia* Schiöedte, um crustáceo parasita de peixe de água doce do Brasil, com descrição de alótipo macho (Isopoda, Cymothoidae). *Revista Brasileira de Biologia* 6(3): 407-413.
- Lemos de Castro, A. & M. M. G. Corrêa. 1982. Sobre um curioso caso de ectoparasitismo de *Telotha henselii* (Von Martens) (Isopoda, Cymothoidae) em *Palaemonetes argentinus* (Nobili) (Decapoda, Palaemonidae). *Boletim do Museu Nacional*, 303: 1-11.
- Lenat D. R. & J. K. Crawford. 1994. Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. *Hydrobiologia*, 294: 185–199.
- Leonardos, I. & J. P. Trilles. 2003. Host-parasite relationships: occurrence and effect of the parasitic isopod *Mothocya epimerica* on sand smelt *Atherina boyeri* in the Mesolongi and Etolikon Lagoons (W. Greece). *Diseases of Aquatic Organisms*, 54: 243-251.
- Lima, N. R. W., J. S. Azevedo, L. G. Silva & M. Dansa-Petretski. 2007. Parasitic castration, growth, and sex steroids in the freshwater bonefish *Cyphocharax gilbert* (Curimatidae) infested by *Riggia paranensis* (Cymothoidae). *Neotropical Ichthyology*, 5(4): 471-478.
- Lobo, E. A., V. L. M. Callegaro & E. P. Bender. 2002. Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadores da qualidade da água em rios e arroios da região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil. EDUNISC, Santa Cruz do Sul, 127p.
- Lowe-McConnell R. H. 1987. Ecological studies in tropical fish communities. Cambridge University Press, Cambridge, 124p.
- Lowe-McConnell, R. H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. Trad. Vazzoler, A. E. A. de M., A. A. Agostinho & P. T. M. Unnhingham. EDUSP, São Paulo. 535p.

- Luna, L. G., 1992, Histopathological methods and color atlas of special stains and tissue artifacts. American Histolabs, Gaithersburg, Maryland, 767p.
- Luz-Agostinho, K. D. G., L. M. Bini , R. Fugi, A. A., Agostinho & H. F. Júlio. 2006. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4(1): 61-68.
- Lye, C. M., C. L. J. Frid &. 1998. Seasonal reproductive health of flounder *Platichthys flexus* exposed to sewage effluent. *Marine Ecological Prog. Ser.* 170: 249.
- Lyons, J., A. Gutiérrez-Hernandez, E. Diaz-Pardo, E. Soto-Galera, M. Medina-Nava & R. Pinedalopez. 2000. Development of a preliminary index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages to assess ecosystem condition in the lakes of central Mexico. *Hydrobiologia*, 418: 57–72.
- Lyons, J., S. Navarro-Pérez, P. Cochran, E. Santana & M. Guzmánarroyo. 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in West-Central Mexico. *Conservation Biology*, 9(3): 569-84.
- Malabarba, L. R., E. H. L. Pereira, J. F. P. da Silva, W. Bruschi Jr & F. Flores-Lopes. 2004. Avaliação da qualidade da água através da frequência de anomalias morfológicas em peixes: estudo de caso no lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, série Zoologia*, 17(2): 97-128.
- Malabarba, L. R. & E. M. P. Goettems. 1987. Estudos sobre a ictiofauna das lagoas de estabilização terciárias do Sítel. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, São Paulo, Anais, 14: 74-120.
- Malins, D. C. 1989. The use of environmental assays for impact assessment. *Hydrobiologia*, 188/189: 87 – 91.
- Maluf , J. R. T. 2000. Nova classificação climática do estado do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Agrometeorologia*, 8(1): 141-150.
- Margalef, R. 1969. *Perspective in ecological theory*. Chicago: He University of Chicago Press, 111p.

- Margolis L., G. W. Esch, J. C. Holmes, A. M. Kuris & G. A. Schad. 1982. The use of ecological terms in parasitology (Report of an *ad hoc* Committee of the American Society of Parasitologists). *Journal of Parasitology*, 68(1): 131-133.
- Martinez, E. R. & R. Royero. 1989. Nota a cerca de la presencia del isopodo parasite *Artystone trysibia* Schiödete, 1866 (Isopoda, Cymothoidae) in peces del rio Taguay, Estado Aragua, Venezuela. *Acta Biologica Venezuelana*, 12(3-4): 127-130.
- Matthews, W. J., 1998. *Patterns in Freshwater Fisher Ecology*. International Thomson Editors, New York.
- Matthews, W. J., D. J. Hough & H. W. Robison. 1992. Similarities in fish distribution and water quality patterns in streams of Arkansas: Congruence of multivariate analyses. *Copeia*, 2: 296 – 305.
- Matthiessen, P., J. E. Thain, R. J. Law & T. W. Fileman. 1993. Attempts to assess the environmental hazard posed by complex mixtures of organic chemicals in UK estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 26: 90 – 95.
- Matushima, E. R. Sistema linfóide em peixes. 1995. Pp. 44-45. *In*: Santos, H. S. L. (ed.). *Histologia de peixes*. Jaboticabal: FCAVUNESP.
- Mazon, A. F., C. C. C. Cerqueira, E. A. S. Monteiro & M. N. Fernandes. 1999. Acute copper exposure in freshwater fish: Morphological and physiological effect. Pp. 263-275. *In*: Val, A. L. & V. M. F. Almeida-Val, *Biology of Tropical Fishes*. INPA, Manaus.
- Mazzoni, R. & J. Lobón-Cerviá. 2000. Longitudinal structure, density and production rates of a neotropical stream fish assemblage: the river Ubatiba in the Serra do Mar, southeast Brazil. *Ecography*, 23: 588–602.
- Mccain, B. B., D. W. Brown, M. M. Krahn, M. S. Myers, S. L. Chan & D. C. Malins. 1988. Marine pollution problems, North American West Coast. *Aquatic Toxicology*, 11: 143 – 162.
- Mccormick, F. H., R. M. Hughes, P. R. Kauffmann, D. V. Peck, J. L. E. Stoddard & A. T. Herlihy. 2001. Development of an index of biotic integrity for the Mid-Atlantic highlands region. *Transactions of the American Fisheries Society*, 130: 857-87.

- Mercer, I. R. G., D. E. Barker, R. A. Khan. 1997. Stress-related changes in cunner, *Tautoglabrus adspersus* living near a paper mill. *Bulletin Environmental Contamination Toxicology*, 58:442–447.
- Merona, B., D. Gascuel. 1993. The effects of flood regime and fishing effort on the overall abundance of an exploited fish community in the Amazon floodplain. *Aquatic Living Resource*, 6: 97-108.
- Meyers, T. R. & J. D. Hendricks. 1985. Histopathology. *In*: Rand, G. M. & S. R. Petrocelli (eds). *Fundamental of aquatic toxicology, methods and application*. Hemisphere Pub. Washington.
- Miller, D. L., P. M. Leonard, R. M. Hughes, J. R. Karr, P. B. Moyle, L. H. Schrader, B. A. Thompson, R. A. Daniels, K. D. Fausch, G. A. Fitzhugh, J. R. Gammon, D. B. Halliwell, P. L. Angermeier & D. J. Orth, 1988. Regional applications of an index of biotic integrity for use in water resource management. *Fisheries*, 13: 12–20.
- Miller, S. J., D. H. Wardrop, W. M. Mahaney & R. P. Brooks. 2006. A plant-based index of biological integrity (IBI) for headwater wetlands in central Pennsylvania. *Ecological Indicators*, 6: 290–312.
- Mills, E. L., 1969. The community concept in marine zoology, with comments on continua and instability in some communities: a review. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 26: 1415-1428.
- Miranda, A. C. L, N. Bazzoli, E. Rizzo & Y. Sato. 1999. Ovarian follicular atresia in two teleosts species: a histological and ultrastructural study. *Tissue & Cell*, 31(5): 480-488.
- Mitchell, A. J. & C. Bo-Collings. 1997. Some problems associated with the use of well water in hatching eggs and holing fish. *Aquaculture Mag.*, 23(2): 91-94.
- Mladineo, I. 2002. Prevalence of *Cerathoa oestroides* (Risso, 1826), a cymothoid isopode parasite, in culture sea bass *Dicentrarchus labrax* L. on two farms in middle Adriatic Sea. *Acta Adriatica*, 43(1): 97-102.
- Möller, H. 1983. High skeletal deformation rates of cod in the Elbe Estuary. *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists*, 3: 7-8.

- Möller, H. 1985. A critical review of the role of pollution as cause of fish diseases. Pp. 169-182. *In*: Ellis, A. E. (ed.) *Fish and Shellfish Pathology*. London, Academic Press, 489p.
- Möller, H. 1987. Pollution and parasitism in the aquatic environment. *Int. J. Parasitology*, 17: 353-361.
- Moore, M. N. 1985. Celular responses to pollutants. *Marine Pollution Bulletin*, 16(4): 134-139.
- Moraes, R., P. Gerhard, L. Andersson, J. Sturve, S. Rauch & S. Molander. 2003. Establishing causality between exposure to metals and effects on fish. *Human and Ecological Risk Assessment*, 9(1): 149-169.
- Morandi, I. C. & M. L. Bringhenti. 1997. Qualidade das águas do rio Gravataí. Prefeitura Municipal de Porto Alegre. DMAE. 57 p.
- Moreira, R. M., R. L. L. Venturieri, G. Bernardino & O. M. Mimura. 2000. Alterações sazonais hepáticas em *Salminus maxillosus* em ambiente natural. *Boletim Técnico do CEPTA Pirassununga*, 13: 47-61.
- Moyle, P. B., 1995. Conservation of native freshwater fishes in the Mediterranean-type climate of California, USA: A review. *Biological Conservation*, 72: 271–279.
- Moyle, P. B. & J. J. Cech. 2003. *Fishes. An introduction to ichthyology*. Prentice Hall, Upper Saddle River. New Jersey. 590p.
- Moyle, P. B. & R. A. Leidy. 1992. Loss of biodiversity in aquatic ecosystems: evidence from fish faunas. Pp. 127-169. *In*: Fielder, P. L. & S. K. Jain. *Conservation Biology: the theory and practice of nature conservation, preservation and management*. Chapman & Hall, New York.
- Mulholland, P. J. & D. R. Lenat. 1992. Streams of the southeastern Piedmont, Atlantic drainage. Pp. 193-231 *In*. Hackney, C. T., S. M. Adams, & W. H. Martin (eds). *Biodiversity of the southeastern United States: Aquatic communities*. John Wiley and Sons, New York.

- Munkittrick, K. R., C. B. Portt, G. J. Van der Kraak, I. R. Smith & D. A. Rokosh. 1991. Impact of bleached kraft mill effluent on populations characteristics, liver MFO activity, and serum steroid levels of a Lake Superior White sucker (*Catostomus commersoni*) population. *Canadian Journal of Fish Aquatic Science*, 48: 1371-1380.
- Munkittrick, K. R., G. J. Van Der Kraak, M .E. McMaster, C. B. Portt, M. R. van den Heuvel & M. R. Servos. 1994. Survey of receiving water environmental impacts associated with discharges from pulp mills. 2. Gonad size, liver size, hepatic EROD activity and plasma sex steroid levels in white sucker. *Environmental Toxicology Chemistry*, 13: 1089-1101.
- Myers, M. S., & J. W. Fournie. 2002. Histopathological biomarkers as integrators of anthropogenic and environmental stressors. Pp. 221-288. *In*: Adams, S. M. (ed). *Biological indicators of aquatic ecosystem stress*: American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Needham, J. G. & P. R. Needham. 1978. *Guía para el estudio de los seres vivos de las aguas dulces*. Editorial Reverte, Barcelona, 131p.
- Nehlsen, W., J. E. Williams & J. A. Lichatowich. 1991. Pacific salmon at the crossroads: stocks at risk from California, Oregon, Idaho e Washington. *Fisheries*, 16: 4-21.
- Nikolsky, G. V. 1963. *The ecology of fishes*. Academic Press. 323p.
- Oberdorff, T. & R. M. Hughes, 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia*, 228: 117–130.
- Oliveira, D. C. & S. T. Bennemann, 2005. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. *Biota Neotropica*, 5: 1–13. <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1/pt/download?article+BN02905012005>
- Oliveira-Ribeiro, C. A. de, L. Belger, E. Pelletier & C. Rouleau. 2002. Histopathological evidence of inorganic mercury and methyl mercury toxicity in the arctic charr (*Salvelinus alpinus*). *Environmental Research*, 90: 217-225.
- Oliveira, R. B. S., C. M. de Castro & D. F. Baptista. 2008. Desenvolvimento de índices multimétricos para utilização em programas de monitoramento biológico da integridade de ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensia*, 12 (3): 487-505.

- Otero, M. E. B., H. L. Spach, H. A. Pichler, G. M. N. Queiroz, C. Santos & A. L. C. Silva. 2006. O uso de atributos das assembléias de peixes para avaliar a integridade biótica em hábitats rasos das Baías de Antonina e Paranaguá, Paraná. *Acta Biológica Paranaensis*, 35(1-2): 69-82.
- Overstreet, R. M. 1988, Aquatic pollution problems, Southeastern U.S. coasts: histopathological indicators: *Aquatic Toxicology*, 11: 213-239.
- Owens J. W. 1991. The hazard assessment of the pulp and paper effluents in the aquatic environment: a review. *Environmental Toxicology Chemistry*, 10: 1511-1540.
- Pacheco, M. & M. A. Santos. 2002. Biotransformation, genotoxic and histopathological effects of environmental contaminants in European eel (*Anguilla Anguilla* L.). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 53: 331-347.
- Paller, M. H., M. J. M. Reichert & J. M. Dean. 1996. Use of Fish communities to assess environmental impacts in South Carolina coastal Plain streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 125: 633 – 644.
- Pandey, S., S. Parvez, I. Sayeed, R. Haque, B. Bin-Hafeez & S. Raisuddin. 2003. Biomarker of oxidative stress: a comparative study of river Yamuna fish *Wallago attu* (Bl. & Schn.). *Science of Total Environment*, 309: 105-115.
- Patiño, R. & C. V. Sullivan. 2002. Ovarian follicle growth, maturation, and ovulation in teleost fish. *Fish Physiology and Biochemistry*, 26: 57–70.
- Paul, J. M. & J. L. Meyer, 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32: 333–365.
- Pavanelli, G. C., J. C. Eiras & R. M. Takemoto, 2002. Doenças de peixes: Profilaxia, diagnóstico e tratamento. EDUEM, Maringá.
- Pearce, J. B. & L. Despres-Patanjo. 1988. A review of monitoring strategies and assessments of estuarine pollution. *Aquatic Toxicology*, 11: 323 – 343.
- Penczak, T., A. A. Agostinho & E. K. Okada, 1994. Fish diversity and community structure in two tributaries of the Parana River, Parana state, Brazil. *Hydrobiologia*, 294: 243–251.

- Pianka E. R. 1970. On r and K selection. *American Naturalist*, 104: 592-597.
- Pielou, E. C. 1975. *Ecological diversity*. New York: John Wiley & Sons. 165p.
- Pinto, B. C. T. & F. G. Araújo, 2007. Assessing the biotic integrity of the fish community in a heavily impacted segment of a tropical river in Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 50: 489–502.
- Pinto, B. C. T., M. G. Peixoto & F. G. Araújo. 2006. Effects of the proximity from an industrial planton fish assemblages in the rio Paraíba do Sul, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4(2): 269-268.
- Plafkin, J. M., M. T. Barbour, K. D. Potter, S. K. Gross & R. M. Hughes. 1989. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrate and fish*. Washington, DC: Environmental Protection Agency.
- Plandel. 1979. Secretaria do Planejamento Municipal. Grupo de Planejamento do Parque Estadual do Delta do Jacuí. Parque Estadual Delta do Jacuí: plano básico. Porto Alegre. Série Planejamento Municipal 3, Parque Estadual Delta do Jacuí 1, 88p.
- Poff, N. L., 1997. Landscape filters and species traits: Towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 16: 391–409.
- Poleksic, V. & V. Mitrovic-Tutundzic. 1994. Fish gills as a monitor of sublethal and chronic effects of pollution. Pp. 339-352. *In: Müller, R. & R. Lloyd (Eds.). Sublethal and Chronic effects of Pollutants on Freshwater Fish.*, Cambridge, Cambridge Univ. Press., UK.
- Potts, G. W., R. J. Wootton. 1984. *Fish reproduction: strategies and tactics*. London: Academic Press. 410 p.
- Pratt, J. M. & R. A. Coler. 1976. A procedure for the routine biological evaluation of urban runoff in small rivers. *Water Research*, 10: 1019-1025.
- Pringle, C. M., F. N. Scatena, P. Paaby-Hansen & M. Núñez-Ferrera. 2000. River Conservation in Latin America and the Caribbean. *In: Boon P. J., B. R. Davies & G. E. Petts (eds.)*, Global

- Perspectives on River Conservation: Science, Policy and Practice. John Wiley & Sons, Chichester: 41–78.
- Puente, A., J. A. Juanes, A. Garcia, C. Alvarez, J. A. Revilla & I. Carranza. 2008. Ecological assessment of soft bottom benthic communities in northern Spanish estuaries. *Ecological Indicators*, 8: 373-388.
- Quentel, C. & A. Obach. 1992. The cellular composition of the blood and haemopoietic organs of turbot *Scophthalmus maximus* L. *Journal Fish Biology*, 41(5): 709-716.
- Ramdane, Z., M. A. Bensouilah & J. P. Trilles. 2007. The Cimotheidae (Crustacea, Isopoda), parasites on marine fishes, from Algerian fauna. *Belgian Journal of Zoology*, 137(1): 67-74.
- Ranzani-Paiva, M. J. T., A. T. Silva-Souza, G. C. Pavanelli & R. M. Takemoto. 2000. Hematological characteristics and relative condition factor (Kn) associated with parasitism in *Schizodon Borelli* (Osteichthyes, Anostomidae) and *Prochilodus lineatus* (Osteichthyes, Prochilodontinae) from Paraná River, Porto Rico region, Paraná, Brazil. *Acta Scientiarum Biological Science*, 22(2): 515-521.
- Reash, R. J. & T. M. Berra. 1987. Comparison of Fish Communities in a Clean-water Stream and an Adjacent Polluted Stream. *American Midland Naturalist*, 118 (2): 301- 322.
- Rodríguez, M. A. & W. M. Lewis Jr. 1994. Regulation and stability in fish assemblages of Neotropical floodplain lakes. *Oecologia*, 99: 166–180.
- Rodríguez-Olarte, D., A. Amaro, J. Coronel & D. C. Taphorn. 2006. Integrity of fluvial fish communities is subject to environmental gradients in mountain streams, Sierra de Aroa, north Caribbean coast, Venezuela. *Neotropical Ichthyology*, 4(3): 319-328.
- Rohde, K. 1984. Diseases caused by metazoans: Helminths. *In*: Kinne, O. *Diseases of Marine Animals*, Hamburg, Biologische Anstalt Helgoland, 4(1): 193-320.
- Rolland, R. M. 2000. Ecoepidemiology of the effects of pollution on reproduction and survival of early life stages in teleosts. *Fish Fish.*, 1: 41-72.

- Romestand, B. & J. P. Trilles. 1977. Influence des cymothoadiens (Crustacea, Isopoda, Flabellifera) sur certains constants hématologiques des poissons hôtes. *Zeitschrift für Parasitenkunde*, 52: 91-95.
- Rosenberg, D. M. & V. H. Resh. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. New York: Chapman & Hall.
- Roset, N., G. Grenouillet, D. Goffaux, D. Pont & P. Kestemont. 2007. A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. *Fisheries Management and Ecology*, 14: 393–405.
- Roth, N. E., J. D. Allan & D. L. Erickson. 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology*, 11: 141-156.
- Roth, N. E., M. T. Southerland, G. Mercurio & J. H. Volstad. 2001. *Maryland biological stream survey 2000-2004: ecological assessment of watersheds sampled in 2000*. Maryland, CNWP-MANTA-EA-01-5: Maryland Department of Natural Resources, Monitoring and Non-Tidal Assessment Division, v. 1.
- Roth, N. E., M. T. Southerland, J. C. Chaillou, P. F. Kazyak & S. A. Stranko, 2000. *Refinement and Validation of a Fish Index of Biotic Integrity for Maryland Streams*. Prepared by Versar Inc. for Maryland Department of Natural Resources, Monitoring and Non-tidal Assessment Division, Annapolis, Maryland, CBWP-MANTAEA-00-2.
- Sabater, F., B. Andréa, M. Eugênia, M. Isabel, R. Anna, W. Joanne & S. Sergi, 2000. Effects of riparian vegetation removal on nutrient retention in a Mediterranean stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 19: 609–620.
- Sabino, J. & R. M. C. Castro. 1990. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da Floresta Atlântica (sudeste do Brasil). *Revista Brasileira Biologia*, 50: 23-36.
- Saccol-Pereira, A. 2008. *Variação sazonal e estrutura trófica da assembléia de peixes do Delta do rio Jacuí, RS, Brasil*. Tese de doutorado UFRGS. Porto Alegre, 120p.
- Sanders, R. E., R. J. Miltner, C. O. Yoder & E. T. Rankin. 1999. The use of external deformities, erosion, lesions, and tumors (DELT anomalies) in fish assemblages for characterizing aquatic resources: a case study os seven Ohio streams. Pp. 225-248. *In*: Simon, T. P. (ed).

- Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Santos, E. P. 1978. Dinâmica de populações aplicada à pesca e piscicultura. São Paulo: Hucitec, USP. 217p.
- Sartor, S. M. & A. M. Pires. 1988. The occurrence of the *Cymothoa liannae*, a new species of Cymothoid Isopod from Brazil, with a comparative study of its post-marsupial development. *Crustaceana*, 55: 147-156.
- Sazima, I. & E. P. Caramaschi. 1989. Comportamento alimentar de duas espécies de *Curimata* sintópicas no Pantanal de Mato Grosso (Osteichthyes, Characiformes). *Revista Brasileira de Biologia*, 49: 325-333.
- Schlenk, D. 1999. Necessity of defining biomarkers for use in Ecological Risk Assessments. *Marine Pollution Bulletin*, 39(1-12): 48 – 53.
- Schulz, U. H. & H. Martins-Júnior. 2001. *Astyanax fasciatus* as bioindicators of water pollution of rio dos Sinos, RS, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 61(4): 615-622.
- Schwaiger, J., R. Wanke, S. Adam, M. Pawert, W. Honnen & R. Triebkorn. 1997. The use of histopathological indicators to evaluate contaminant-related stress in fish. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 6: 75 – 86.
- Scott, G. R. & K. A. Sloman. 2004. The effects of environmental pollutants on complex fish behaviour: Integrating behavioural and physiological indicators of toxicity. *Aquatic Toxicology*, 68(4): 369-392.
- Selye, H. 1950. Stress and the general adaptation syndrome. *British Medical Journal*, 1: 1383-1392.
- Selye, H. 1973. The evolution of the stress concept. *American Scientist*, 61: 692-699
- Sheldon, A. L. 1968. Species diversity and longitudinal succession in stream fishes. *Ecology*, 49 (2) 193-198.
- Simon, T. P. & J. Lyons. 1995. Application of the index of biotic integrity to evaluate water resource integrity in freshwater ecosystems. *In*: W. S. Davis & T. P. Simon (ed.). *Biological*

- assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Sindermann, C. J. 1980. The Use of Pathological effects of Pollutants in Marine Environmental Monitoring Programs. *Rapports et Proces-Verbaux des Réunions Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 179: 129-134.
- Sindermann, C. J. 1990. Principal diseases of marine fish and shellfish. 2^a ed. Academic Press, London, vol. 1. 512p.
- Sloof, W. 1982. Skeletal anomalies in Fish from polluted surface waters. *Aquatic Toxicology*, 2: 157-173.
- Soto-Galera, E., E. Díaz-Pardo, E. López-López & J. Lyons. 1998. Fish as indicators of environmental quality in the Río Lerma Basin, México. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 1: 267-276.
- Souza, D. M., S. R. Soares, S. R. Sousa. 2007. A Life Cycle Assessment Method for the Brazilian Context. In: *Conferência Internacional de Avaliação de Ciclo de Vida - CILCA 2007*, São Paulo/SP.
- Stentiford, G. D., M. Longshaw, B. P. Lyons, G. Jones, M. Green & S. W. Feist. 2003. Histopathological biomarkers in estuarine fish species for the assessment of biological effects of contaminants. *Marine Environmental Research*, 55: 137-159.
- Suren, L. J. 2000. Effects of Hydrodynamics and Substrate Loading on Development and Structure of Biofilms. Ph. D. Thesis, Dept. of Urban Engineering, The University of Tokyo, Tokyo, Japan.
- Suzuki, J. I. & A. A. Agostinho. 1997. Reprodução de peixes do reservatório de Segredo. Pp: 163-182. In: Agostinho, A. A. & L. C. Gomes (Eds). *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. EDUEM, Maringá, Paraná. 327p.
- Szidat, L. 1948. *Riggia paranensis* n. g., n. sp. Un isópodo de la cavidade del cuerpo de *Curimata platana* Günther, del Rio Paraná (y descripción del hiesped por el Prof. Alberto Nani). *Revista del Instituto Nacional de Investigacion de las Ciencias Naturales, Ciencias Zoológicas*, 1 (2): 47-65.

- Szidat, L. & O. Schubart. 1960. Neue und seltene parasitische süßwasser-asselm der familie Cymothoidae aus dem rio Mogi Guassu, Brasilien (Isopoda). *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 32(1): 107-124.
- Tavares-Dias, M., M. L. Martins, F. R. Moraes & S. N. Kronka. 2000. Fator de condição e relação hepato e esplenossomática em teleósteos de água doce naturalmente parasitados. *Acta Scientiarum Biological Science*, 22(2): 533-537.
- Teh, S. J., S. M. Adams, D. E. Hinton. 1997. Histopathologic biomarkers in feral freshwater fish populations exposed to different types of contaminant stress. *Aquatic Toxicology*, 37: 51-70.
- Tejerina-Garro, F. L. 2008. Biodiversidade e impactos ambientais no estado de Goiás: o meio aquático. Pp 15-48. *In: Rocha C., F. L. Tejerina-Garro & J. P. Pietrafesa (Orgs.). Cerrado, sociedade e ambiente: desenvolvimento sustentável em Goiás. Goiânia, GO, Editora da Universidade Católica de Goiás, 303p.*
- Tejerina-Garro, F. L. & B. de Mérona, 2001. Gill net sampling standardisation in large rivers of French Guiana (South America). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 357/360: 227–240.
- Tejerina-Garro, F. L., M. Maldonado, C. Ibañez, D. Pont, N. Roset & T. Oberdorff. 2005. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. *Brazilian Archives Biology and Technology*, 48:91-108.
- Tejerina-Garro, F. L., T. R. Fortín & M. A. Rodríguez. 1998. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia river, Amazon Basin. *Environment Biology of Fishes*, 51: 399–410.
- Ter Braak, C. J. F. 1986. Canonical Correspondence Analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67(5): 1167-1179.
- Ter Braak, C. J. F. & P. Smilauer. 2002. CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Ithaca, Microcomputer Power, 500p.

- Terra, L. C. C. 2004. Avaliação da integridade biótica do Rio Formoso e Córrego Bonito, na bacia do Rio Formoso, município de Bonito, Mato Grosso do Sul. Dissertação de Mestrado, UNIDERP, Campo Grande. 112p.
- Thatcher, V. E. 1991. Amazon fish parasites. *Amazoniana*, 11(3-4): 263-571.
- Thomas, P. 1990. Molecular and Biochemical Responses of Fish to Stressors and Their Potential Use in Environmental Monitoring. *American Fishes Society Symposium*, 8: 9-28.
- Thurston, R. V., R. C. Russo, C. M. Fetterolf-Jr., T. A. Edsall & Y. M. Barber-Jr. 1979. A review of the EP Red Book. Quality criteria for water. Water quality Sec., American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 313p.
- Toften, H. & M. Jobling. 1996. Development of spinal deformities in Atlantic salmon and Arctic charr fed diets supplemented with oxytetracycline. *Journal of Fish Biology*, 49: 668 – 677
- Toham, A. K. & G. G. Teugels. 1999. First data on an Index of Biotic Integrity (IBI) based on fish assemblages for the assessment of the impact of deforestation in a tropical West African River system. *Hydrobiologia*, 397: 29–38.
- Tonn, W. M. 1990. Climate change and fish communities: a conceptual framework. *Transactions of the American Fisheries Society*, 119: 337-352.
- Trilles, J. P. 1973. Notes documentaires sur les Isopodes Cymothoadiens parasites de poissons d'eau douce de l'Amerique du Sud. *Bulletin Du Muséum National d'Histoire Naturelle 3e. serie, Zoologie*, 88(114): 239-272.
- Trivinho-Strixino, S. & G. Strixino. 1998. Chironomidae (Diptera) associados a troncos de árvores submersos. *Revista Brasileira de Entomologia*, 41(2-4): 173-178.
- Uieda, V. S., P. Buzzato, & R. M. Kikuchi. 1997. Partilha de recursos alimentares em peixes em um riacho de serra do Sudeste do Brasil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 69(2):243-252.

- Van De Kamp, G. 1977. Vertebral deformities in herring around the British isles and their usefulness for a pollution monitoring programme. Int. Counc. Explor. Sea, Doc. C.M.1977/E:5, 9p.
- Van der Ost, R., A. Goksoyr, M. Celander, H. Heida & N. P. E. Vermeulen. 1996. Biomonitoring of aquatic pollution with feral eel (*Anguilla anguilla*). II. Biomarkers: pollution-induced biochemical responses. *Aquatic Toxicology*, 36: 189-222.
- Vari, R. P. & L. R. Malabarba. 1998. Neotropical ichthyology: an overview, Pp. 1-11. *In*: Malabarba L. R., R. E. Reis, R.P. Vari, Z. M. S. Lucena & C. A. S. Lucena (eds.), *Phylogeny and classification of neotropical fishes*. EDIPUCRS, Porto Alegre, 603p.
- Vazzoler, A. E. A de M. 1996. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Maringá, Editora da Universidade, 169p.
- Verdonschot, P. F. M. 2000. Integrated ecological assessment methods as a basis for sustainable catchment management. *Hydrobiologia*, 422/423: 389–412.
- Vieira, E. F. & S. R. S. Rangel. 1988. *Planície Costeira do Rio Grande do Sul: Geografia física, vegetação e dinâmica sócio-demográfica*. 1ª ED., Ed. Sagra, Porto Alegre, 256p.
- Vilella, F. S., F. G. Becker & S. M. Hartz. 2002. Diet of *Astyanax* species (Teleostei, Characidae) in an Atlantic forest river in Southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 45(2): 223-232.
- Von Westernhagen, H. 1988. Sublethal effects of pollutants on fish eggs and larvae. Pp. 253-346. *In*: W. S. Hoar & D. J. Randall (ed.). *Fish physiology vol. XIA – The physiology of developing fish*. Academic Press, San Diego, 546p.
- Wedemeyer, G. A. & D. J. Mcleay. 1981. Methods for determining the tolerance of fishes to environmental stressors. Pp. 247-268, *In*: Pickering, A. (Ed.), *Stress and Fish*. London, Academic Press, 563 p.
- Wedemeyer, G. & J. W. Wood. 1974. Stress as a factor in fish diseases. U.S. Fish Wildl. Serv. Fish Dis. Leaflet No. 38, 8 p.

- Welcomme, R. L. 1994. The status of large river habitats. Pp. 11-20. *In*: Cowx, I. G. (ed.), Rehabilitation of freshwater fisheries. Fishing News Book, London, 486p.
- Wells, E. E. & A. A. Cowan. 1982. Vertebral dysplasia in Salmonids caused by the herbicide Trifluralin. *Environmental Pollution*, 29: 249-260.
- Whittier, T. R. 1999. Development of IBI metrics for lakes in southern New England. Pp. 63-84. *In*: Simon, T. P. (Ed.). Assessing the sustainability and biological integrity of water resource quality using fish communities. Boca Ráton: CRC.
- Wiens, J. A., 2002. Riverine landscape: Taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology*, 47: 501–515.
- Windell J. T.& S. H. Bowen. 1978. Methods for study of fishes diet based on analysis of stomach contents. Pp. 219-226. *In*: Bagenal, T. (Ed.). Methods for assessments of fish production in freshwaters. Oxford: Blackwell Scientific Publications. 254p.
- Wolf, D. A. 1992. Selection of bioindicators of pollution for marine environmental monitoring programmes. *Chemical Ecology*, 6: 149-167.
- Wootton, R. J. 1990. Ecology of teleost fishes. London: Chapman and Hall. 404p.
- Zar, J. H. 1999. Biostatistical Analysis. 4 th ed. Northern Illinois University. New Jersey: Prentice-Hall. 663p.
- Zavala-Camin, L. A. 1996. Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes. Maringá, EDUEM. 129p.
- Zavala-Camin, L. A. 2004. O Planeta Água e seus Peixes. 1. ed. Santos: Edição do Autor. v. 1. 326 p.

ANEXOS

NEOTROPICAL ICHTHYOLOGY

Instruções para os autores:

A submissão de manuscritos para publicação na revista Neotropical Ichthyology é inteiramente eletrônica.

Acesse o sítio www6.ufrgs.br/seerni/ojs, registre-se como autor e siga os procedimentos lá descritos de submissão.

Arquivos de figuras maiores do que 1Mb e menores do que 10Mb devem ser enviados por e-mail (neoichth@ufrgs.br).

Arquivos de figuras menores do que 1Mb devem ser enviados durante o processo de submissão como "Supplementary files".

Em caso de dúvidas, escreva para:

Dr. Luiz R. Malabarba

Editor Científico

e-mail: neoichth@ufrgs.br

Manuscritos

Os manuscritos devem ser submetidos em arquivos Word para Windows ou em arquivos rtf. Fotos devem ser submetidas em arquivos tif ou jpg separadamente.

Formato

Para artigos de sistemática consulte também: Neotropical Ichthyology taxonomic contribution style sheet

O texto deve ser submetido em Inglês.

O manuscrito deve conter, nesta ordem: Título, nome dos autores (*), endereço (não utilizar rodapé), palavras-chave (até cinco – não devem repetir palavras do título), Abstract, Resumo, Introdução, Material e Métodos, Resultados, Discussão, Agradecimentos, Referências Bibliográficas, Tabelas, Legendas das Figuras.

Manuscritos não devem exceder 60 páginas, incluindo Figuras e Tabelas. Exceções serão analisadas pelo Corpo Editorial.

Notas Científicas devem conter, nesta ordem: Título, nome dos autores (*), endereço (não utilizar rodapé), palavras-chave (até cinco – não devem repetir palavras do título), Abstract, Texto sem subtítulos, incluindo Introdução, Material e Métodos, Resultados e Discussão. Seguem Referências Bibliográficas, Tabelas, Legendas das Figuras. Notas

Científicas somente serão aceitas caso contenham informações inéditas que justifiquem sua publicação imediata.

Texto

O texto não deve conter cabeçalho e rodapé (exceto número de página), ou qualquer formatação de parágrafo. Nunca use hífen para a separação de sílabas ao longo do texto. Nunca use a tecla "Tab" ou "espaço" para formatar referências bibliográficas. O texto deve estar alinhadas à esquerda, não justificado.

Nomes de espécies, gêneros, e termos em latim (et al., cf., aff., in vitro, in vivo, etc.) devem ser apresentados em itálico. Não sublinhe nada no texto.

Somente os títulos das seguintes seções do manuscrito devem ser marcadas em Negrito: Abstract, Introdução, Material e Métodos, Resultados, Discussão, Agradecimentos, Referências Bibliográficas.

As abreviaturas utilizadas no texto devem ser referidas em Material e Métodos, exceto abreviaturas de termos de uso comum como min, km, mm, kg, m, Seg, h, ml, L, g.

Todas as medidas apresentadas devem empregar o sistema métrico.

Todos os artigos devem obrigatoriamente conter a indicação (número de catálogo e instituição depositária) de espécimes-testemunho ("voucher specimens") dos organismos estudados.

Agradecimentos devem ser concisos, com nome e sobrenome.

Figuras e Tabelas devem ser numeradas sequencialmente na ordem em que aparecem no texto, e citadas nos seguintes formatos: Fig. 1, Figs. 1-2, Fig. 1a, Figs. 1a-b, Tabela 1, Tabelas 1-2.

Nas legendas, as palavras Tabela e Fig. devem ser marcadas em negrito.

Legendas de Figuras devem ser apresentadas no final do manuscrito.

Tabelas devem ser construídas com linhas e colunas, não utilizando as teclas "Tab" ou "espaço". Tabelas não devem conter linhas verticais ou notas de rodapé. Arquivos digitais de Tabelas devem ser obrigatoriamente apresentados formatados em células. Arquivos digitais de Tabelas com colunas separadas por marcas de tabulação ou espaços vazios não serão aceitos.

As Tabelas e suas respectivas legendas devem ser apresentadas ao final do manuscrito, no seguinte formato: Table 1. Variação mensal do IGS médio em *Diapoma speculiferum* Cope....

Indicar ao longo do texto os locais sugeridos para inserção de Tabelas e Figuras.

Nomenclatura

Nomes científicos devem ser citados de acordo com o ICZN (2000).

Fornecer autoria no título e na primeira citação de cada nome científico de espécie ou gênero no texto em trabalhos taxonômicos. Não é necessário informar autoria no abstract.

Figuras

Figuras devem conter alta qualidade e definição para serem aceitas. Não submeta figuras impressas em dot-matrix.

Fotos digitais serão somente se apresentarem alta definição. Poderá ser solicitada uma cópia impressa de alto contraste e definição.

Textos contidos em gráficos ou figuras devem ter tamanho de fonte compatível com a redução para impressão na largura da página (175 mm) ou coluna (85 mm). Gráficos serão impressos preferencialmente em uma coluna (85 mm).

Fotos coloridas somente serão aceitas se plenamente justificada a necessidade de impressão a cores. O custo adicional para a impressão será cobrado dos autores.

Figuras compostas devem ser identificadas com as letras a, b, .., em minúsculas, no canto esquerdo inferior de cada ilustração. As figuras compostas devem ser preparadas fazendo-se uso apropriado do espaço disponível (largura da página - 175 mm, coluna - 85 mm).

Ilustrações devem conter escalas de tamanho ou indicação de tamanho na legenda.

Referências Bibliográficas

Citar no texto nos seguintes formatos: Eigenmann (1915, 1921) ou (Eigenmann, 1915, 1921, Fowler, 1945, 1948) ou Eigenmann & Norris (1918) ou Eigenmann et al. (1910a, 1910b).

Resumos de Eventos Científicos ou relatórios não devem ser citados e listados nas Referências Bibliográficas.

Referências devem ser listadas em ordem alfabética, nos seguintes formatos:

Livros:

Campos-da-Paz, R. & J. S. Albert. 1998. The gymnotiform "eels" of Tropical America: a history of classification and phylogeny of the South American electric knifefishes (Teleostei: Ostariophysi: Siluriphysi). Pp. 419-446. In: Malabarba, L. R., R. E. Reis, R. P. Vari, Z. M. S. Lucena & C. A. S. Lucena (Eds.). Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes. Porto Alegre, Edipucrs, 603p.

Dissertações/Teses:

Langeani, F. 1996. Estudo filogenético e revisão taxonômica da família Hemiodontidae Boulenger, 1904 (sensu Roberts, 1974) (Ostariophysi, Characiformes). Unpublished Ph.D. Dissertation, Universidade de São Paulo, São Paulo. 171 p.

Artigo em revistas (listar nome do periódico por extenso):

Lundberg, J. G., F. Mago-Leccia & P. Nass. 1991. *Exallodontus aguanai*, a new genus and species of Pimelodidae (Teleostei: Siluriformes) from deep river channels of South America and delimitation of the subfamily Pimelodinae. *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 104(4): 840-869.

Artigo in press:

Burns, J. R., A. D. Meisner, S. H. Weitzman & L. R. Malabarba. (in press). Sperm and spermatozeugma ultrastructure in the inseminating catfish, *Trachelyopterus lucenai* (Ostariophysi: Siluriformes: Auchenipteridae). *Copeia*, 2002: 173-179.

Documentos necessários após o aceite:

Uma cópia digital da versão definitiva do manuscrito com:

as devidas correções editoriais (mudanças em estilo e formato solicitadas pelo editor não são negociáveis e o seu não atendimento irá resultar da rejeição do manuscrito).

as correções sugeridas pelos Assessores Científicos ou justificativa do autor para a não adoção de eventuais sugestões feitas pelos Assessores Científicos (lembre-se que as dúvidas ou questionamentos em relação ao manuscrito feitas pelo revisor podem ser as mesmas de outros leitores, e procure corrigi-las ou respondê-las no corpo do texto).

Figuras originais digitais ou impressas.

A não observância de qualquer dos requisitos acima resultará na recusa do manuscrito. Se a versão definitiva do manuscrito retornar aos editores dois meses ou mais após o envio dos comentários dos Assessores Científicos aos autores, este será considerado como re-submetido.

Provas

As provas do artigo serão enviadas ao autor responsável pela correspondência, devendo ser conferida e devolvida no prazo máximo de uma semana. Provas não devolvidas no prazo serão corrigidas pelo editor.